

TESIS DE DOCTORADO

**Caracterización del combustible del dosel  
arbóreo mediante sensores remotos y  
evaluación del efecto de las claras sobre el  
comportamiento y severidad potenciales del  
fuego en pinares del NO de España**

Stéfano Arellano Pérez

ESCUELA DE DOCTORADO INTERNACIONAL DE LA UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

PROGRAMA DE DOCTORADO EN INGENIERÍA PARA EL DESARROLLO RURAL Y CIVIL

LUGO

2021





D./Dña. **Stéfano Arellano Pérez**

Título da tese: **Caracterización del combustible del dosel arbóreo mediante sensores remotos y evaluación del efecto de las claras sobre el comportamiento y severidad potenciales del fuego en pinares del NO de España**

Presento mi tesis, siguiendo el procedimiento adecuado al Reglamento y declaro que:

- 1) La tesis abarca los resultados de la elaboración de mi trabajo.
- 2) De ser el caso, en la tesis se hace referencia a las colaboraciones que tuvo este trabajo.
- 3) Confirmo que la tesis no incurre en ningún tipo de plagio de otros autores ni de trabajos presentados por mí para la obtención de otros títulos.

Y me comprometo a presentar el Compromiso Documental de Supervisión en el caso que el original no esté depositado en la Escuela.

En Lugo, 18 de enero de 2021.

Firma electrónica



## AUTORIZACIÓN DEL DIRECTOR / TUTOR DE LA TESIS

**Caracterización del combustible del dosel arbóreo mediante  
sensores remotos y evaluación del efecto de las claras sobre el  
comportamiento y severidad potenciales del fuego en pinares  
del NO de España**

**D<sup>a</sup>. Ana Daría Ruiz González**

**D. José Antonio Vega Hidalgo**

INFORMAN:

Que la presente tesis, se corresponde con el trabajo realizado por D. **Stéfano Arellano Pérez**, bajo mi dirección, y autorizo su presentación, considerando que reúne los requisitos exigidos en el Reglamento de Estudios de Doctorado de la USC, y que como director de esta no incurre en las causas de abstención establecidas en la Ley 40/2015.

De acuerdo con el artículo 37 del Reglamento de Estudios de Doctorado, declara también que la presente tesis doctoral es idónea para ser defendida en base a la modalidad de COMPENDIO DE PUBLICACIONES, en los que la participación del doctorando fue decisiva para su elaboración y las publicaciones se ajustan al Plan de Investigación.

**En Lugo, 18 de enero de 2021**





La presente tesis doctoral ha sido financiada por los siguientes proyectos de investigación: i) GEPRIF (RTA 2014-00011-C04: Reducción de la severidad del fuego mediante nuevas herramientas y tecnologías para la gestión integrada de la protección contra incendios forestales) del Ministerio de Economía y Competitividad; ii) VIS4FIRE (RTA 2017-0042-C05-05: Vulnerabilidad integral de los sistemas forestales frente a incendios: implicaciones en las herramientas de gestión forestal) del Ministerio de Economía, Industria y Competitividad; iii) DIABOLO (H2020 GA 633464: Distributed, Integrated and Harmonised Forest Information for Bioeconomy Outlooks) de la Comisión Europea y iv) Ayudas del Programa de Consolidación y Estructuración de Unidades de Investigación Competitivas del Sistema Universitario Gallego, en la modalidad de Grupos de Referencia Competitiva (GRC2014/2015) de la Consellería de Educación e Ordenación Universitaria, Xunta de Galicia.



MINISTERIO  
DE ECONOMÍA, INDUSTRIA  
Y COMPETITIVIDAD



European  
Commission



XUNTA DE GALICIA

CONSELLERÍA DE EDUCACIÓN, UNIVERSIDADE  
E FORMACIÓN PROFESIONAL



## Agradecimientos

A través de estas líneas quiero expresar mi más sincero agradecimiento a todas aquellas personas e instituciones que directa e indirectamente han participado en el desarrollo de esta tesis posibilitando que llegara a su fin. Pido disculpas de antemano si me he despistado de mencionar a alguien.

En primer lugar, deseo agradecer de manera especial y sincera a mis directores, la Dra. Ana Daría Ruiz y el Dr. José Antonio Vega, por aceptarme para realizar este estudio doctoral bajo su dirección. De forma detallada, a la Dra. Ana Daría Ruíz por estar siempre atenta y disponible en todo momento, por su gran esfuerzo y dedicación, por transmitirme sus conocimientos y por sus oportunos consejos desde que fuiste mi tutora del proyecto fin de carrera de montes hasta la presente tesis. Todo ello se vio reflejado en muchos de los resultados obtenidos. Al Dr. José Antonio Vega, a quien le tengo un gran afecto porque ha formado parte de mi vida desde mi infancia, por darme la oportunidad de iniciarme en la investigación sobre combustibles e incendios forestales, transmitiéndome en todo momento su amplia experiencia. También por guiarme de forma continua y desinteresada, en todos mis trabajos, desde mis proyectos fin de carrera de forestales y montes, pasando por el máster de incendios hasta este estudio. No cabe duda de que su disponibilidad y amplios conocimientos enriquecieron el trabajo realizado. Al Dr. Juan Gabriel Álvarez por su generosidad para compartir su experiencia y gran conocimiento que ha sido transcendental en todas las fases, especialmente en los análisis estadísticos y en la interpretación y discusión de los resultados, de cada uno de los artículos publicados que forman parte de la tesis. Sin duda, siempre le consideraré también mi director de tesis. Agradecer nuevamente a la Dra. Ana Daría y al Dr. Juan Gabriel por proporcionarme la oportunidad de incorporarme al grupo de investigación y por conseguir los fondos necesarios para la realización de este estudio. Es imposible describir en pocas palabras el grado de agradecimiento que siento hacia los tres, así como la admiración por su labor docente, investigadora y calidad humana. Su apoyo, confianza y sus capacidades para guiar mis ideas han sido un aporte constante de valor incalculable, no solamente en el desarrollo de la tesis sino también en mi formación como investigador. Ha sido un placer haber podido ser vuestro alumno de doctorado y haber aprendido tanto a vuestro lado. ¡Muchas gracias!

Quiero agradecer enormemente a todos los investigadores, con los que comparto autoría, su magnífica colaboración en los artículos. Concretamente, al Dr. Fernando Castedo por permitirme utilizar la red de parcelas del ensayo de claras que el mismo estableció, así como por facilitarme los datos de todas las mediciones anteriores. También por sus contribuciones a la hora discutir y revisar todos los artículos y por estar siempre dispuesto a ayudar. Al Dr. Eduardo González por compartir conmigo sus conocimientos sobre la tecnología LiDAR y por su ayuda en todo momento. Deseo dar las gracias también a los Drs. Carlos López, Ramón Díaz, Daniel Vega, Andrea Hevia, y Zhiquiang Yang, además de Luis Fidalgo† y Cecilia Alonso por sus contribuciones en alguna de las partes de los diferentes artículos publicados. Luis, te recordaremos siempre.

Deseo agradecer además a todas las personas que me han ayudado con los trabajos de campo. Especialmente, a mi compañero de trabajo y amigo Mario López por su fundamental apoyo en todas y cada una de las salidas de campo, destacando su interés y profesionalidad en la realización de las respectivas tareas. De igual manera agradecer a mi compañera y amiga Cecilia Alonso por estar siempre dispuesta a ayudar en estos trabajos con entusiasmo y

optimismo. Al Dr. Fernando Montes por enseñarnos las potencialidades del Forestereo, que el mismo desarrollo, tanto en campo como en gabinete. Por último, quiero agradecer a todas las personas que de alguna u otra manera también participaron y me ayudaron con las mediciones: Juan, Ana, Cris, Horacio, Luis Alfonso, Fernando, Juanga, Manuel, Ilaria sin olvidarme de mis colegas mexicanos: Carlos, Juan Antonio, Rubén, Alondra, Martín, Geraldine y Fabián.

Estoy ampliamente agradecido al Dr. José Guilherme Borges por aceptarme en su grupo de investigación Forchange, del Centro de Estudos Florestais del Instituto Superior de Agronomía de Lisboa (ISA), y por darme todo tipo de facilidades durante mi estancia. Mi más sincera gratitud a los investigadores de este grupo, la Dra. Brigitte Botequim y el Dr. Juan Guerra, por estar siempre tan pendientes de mí, por su amistad mostrada y por sus buenos consejos en la fase final de tesis. Además, el Dr. Juan Guerra me ayudó con mis dudas sobre la tecnología LiDAR. También deseo agradecer al resto de estupendos investigadores y personal de apoyo que componen el grupo. Por último, quiero agradecer a la Agrupación Estratégica de Investigación BioReDes (ED431E 2018/09: Gestión y Producción Sostenible de Biorecursos) de la Consellería de Educación, Universidade e Formación Profesional da Xunta de Galicia y al grupo de investigación UXAFORES (GI-1837: Unidade de Xestión Ambiental e Forestal Sostible) de la Universidad de Santiago de Compostela (USC) por sus ayudas con la financiación de la estancia en Lisboa.

No quiero dejar pasar la oportunidad de agradecer a las diferentes instituciones y organismos por tener disponibles sus datos en abierto o por proporcionarnos el acceso a los mismos. Más concretamente: al Centro Nacional de Información Geográfica de la Dirección General del Instituto Geográfico Nacional del Ministerio de Fomento del Gobierno de España por los datos LiDAR del Plan Nacional Ortofotografía Aérea (PNOA), al Servicio Geológico de Estados Unidos por las imágenes de satélite Sentinel-2A y al Departamento Nacional de Inventario Forestal del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente por el suministro de los datos de campo del cuarto Inventario Forestal Nacional (IFN4).

Tengo solo palabras de agradecimiento para todos los miembros que forman parte del grupo de investigación UXAFORES de la Escuela Politécnica Superior de Lugo (EPS). En especial, al coordinador del grupo de investigación, el Dr. Roque Rodríguez por su interés y ánimos durante el desarrollo del estudio. Al Dr. Cesar Pérez por su apoyo y orientaciones durante todo el trabajo. A la Dra. Almudena Pérez por su buena disposición en todo momento, ofreciéndome siempre su apoyo incondicional en todo tipo de cuestiones. Gracias además a los investigadores, compañeros del grupo y algunos de los cuales también de doctorado: Dr. Alberto Rojo, Dr. Ulises Diéguez, Dr. Guillermo Riesco, Dr. Juan Gabriel Álvarez, Dr. Ana Daría Ruiz, Dra. Cristina Eimil, Dra. Bea Omil, Dr. Manuel Arias, Cecilia Alonso, Mario López, José Mario González, Juan Alberto Molina, Miguel González y Cristián Pérez por los buenos momentos compartidos juntos.

Quiero expresar también mi agradecimiento a todos los compañeros del equipo de los proyectos nacionales GEPRIF y VIS4FIRE por las ideas aportadas y buenos consejos para la realización de la tesis. Particularmente agradezco a todos los miembros del Departamento de Protección Forestal del Centro de Investigación Forestal, y en especial nuevamente al Dr. José Antonio Vega.



Agradezco además al coordinador y secretaria actuales: el Dr. Jorge Dafonte y Margarita Abuín, y a los anteriores: el Dr. Alberto Rojo y Sara Arias, respectivamente, del Programa de Doctorado en Ingeniería para el Desarrollo Rural y Civil por estar siempre dispuestos a resolver cualquier duda relacionada con los trámites administrativos de los estudios de doctorado. También a César Osorio, técnico informático de la USC, por su ayuda con los problemas informáticos.

Deseo dar las gracias a todos mis amigos y compañeros de carrera de forestales, montes y del máster de incendios, en especial a Cesar, Noelia, Cris, Mario por vuestro interés y ayuda en todo momento y por los buenos ratos que hemos compartido juntos en Lugo. De igual manera quiero agradecer a mis amigos de la infancia: Sandra, Oli, Sara, Alberto, Jorge, Blanca, Cibrán y Miguel por vuestra comprensión y por darme los ánimos suficientes para seguir adelante.

Y, por supuesto, quiero dar las gracias especialmente a toda mi familia. por todo vuestro apoyo y ánimo constante. Especialmente, a mis abuelas: Claudina y Dolores, a mis abuelos: Pepe† y Antonio† que ya no están y los recuerdo con gran cariño, a mis padrinos: Clau y José, a mis ahijadas: Xiana y Jimena, a mis tíos cercanos Marta y Jorge y a todos mis tíos y primos que no viven tan cerca, pero que saben que nunca me olvido de ellos. Os pido también disculpas por no haber podido estar todo lo cerca vuestra que me hubiera gustado durante este tiempo.

El agradecimiento más profundo y sentido va para mis padres, Elena Pérez y Antonio Arellano†, que por desgracia ya no está, porque sin ellos jamás hubiera podido llegar hasta aquí. También por toda vuestra incansable ayuda tanto en lo personal como en lo profesional, ya que por suerte esto último lo compartimos. Siempre habéis sido para mí un ejemplo de lucha y superación en todos los momentos. Os estaré eternamente agradecido por todo lo que habéis hecho por mí, y todo lo que soy os lo debo a vosotros. ¡Os quiero!

Finalmente, también en un lugar muy especial, deseo dar las gracias a Andrea, por soportar con tanta paciencia, comprensión y cariño mi falta de atención durante todo este tiempo. También por estar siempre ahí apoyándome en los buenos y malos momentos. ¡Te quiero!

A todos, GRACIAS



***En memoria de mi padre:***  
*Antonio Arellano Mancilla*



*Guardo en mi memoria los valores que me enseñaste desde niño, así como la pasión que me transmitiste por el mundo forestal. Eres mi orgullo y nunca te olvidaré.*

*¡Muchas gracias, papá! ¡Te quiero!*



## Prefacio

Se presenta a continuación información relativa a los artículos que han dado lugar a la tesis doctoral, así como la contribución resumida de cada autor a los mismos, prestando especial atención a la aportación del autor de esta tesis, Stéfano Arellano. Además, se presentan las actividades de difusión realizadas con relación a los resultados de los referidos artículos. También se incorpora un breve resumen de la estructura de la tesis y contenidos de los capítulos incluidos.

### Artículos publicados, contribuciones de los autores y difusión de resultados científicos

La modalidad de esta tesis doctoral es por compendio de artículos, todos ellos publicados en revistas científicas incorporadas a la base de datos JCR (*Journal Citation Reports*). Estos artículos han sido incluidos en el apartado de anexos de la presente tesis. Los tres primeros recogen la versión original de la revista, ya que son de acceso abierto, y la última se presenta en la forma de la versión definitiva del autor, dado que se trata de una revista de acceso por suscripción. A continuación, se detallan las referencias bibliográficas completas de estos artículos:

#### Artículo 1 (Anexo A):

González-Ferreiro, E., Arellano-Pérez, S., Castedo-Dorado, F., Hevia, A., Vega, J. A., Vega-Nieva, D., Álvarez-González, J. G., y Ruiz-González, A. D. (2017). Modelling the vertical distribution of canopy fuel load using national forest inventory and low-density airborne laser scanning data. *PLoS ONE*, 12(4), 1–21. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176114>

Revista incluida dentro del apartado *Multidisciplinary sciences* de la base de datos JCR, ocupando la posición 15 de 64 revistas, por lo que se trata de una revista del primer cuartil (Q1) en el año de publicación, con un índice de impacto de 2.766.

#### Artículo 2 (Anexo B):

Fidalgo-González, L. A., Arellano-Pérez, S., Álvarez-González, J. G., Castedo-Dorado, F., Ruiz-González, A. D., y González-Ferreiro, E. (2019). Estimación de la distribución vertical de combustibles finos del dosel de copas en masas de *Pinus sylvestris* empleando datos LiDAR de baja densidad. *Revista de la Asociación Española de Teledetección*, 53, 1–16. <https://doi.org/10.4995/raet.2019.11241>

Revista incluida dentro del apartado *Earth and planetary sciences (miscellaneous)* de la base de datos SJR (*SCImago Journal Rank*), ocupando el segundo cuartil (Q2) en el año de publicación con un índice de impacto de 0.417.

#### Artículo 3 (Anexo C):

Arellano-Pérez, S., Castedo-Dorado, F., López-Sánchez, C. A., González-Ferreiro, E., Yang, Z., Díaz-Varela, R. A., Álvarez-González, J. G., Vega, J. A., y Ruiz-González, A. D. (2018). Potential of Sentinel-2A data to model surface and canopy fuel characteristics in relation to crown fire hazard. *Remote Sensing*, 10(1645), 1–23. <https://doi.org/10.3390/rs10101645>

Revista incluida dentro del apartado *Remote Sensing* de la base de datos JCR, ocupando la posición 7 de 30 revistas, por lo que se trata de una revista del primer cuartil (Q1) en el año de publicación, con un índice de impacto de 4.118.

#### **Artículo 4 (Anexo D):**

Arellano-Pérez, S., Castedo-Dorado, F., Álvarez-González, J. G., Alonso-Rego, C., Vega, J. A., y Ruiz-González, A. D. (2020). Mid-term effects of a thin-only treatment on fuel complex, potential fire behaviour and severity and post-fire soil erosion protection in fast-growing pine plantations. *Forest Ecology and Management*, 460(117895), 1–19. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117895>

Revista incluida dentro del apartado *Forestry* de la base de datos JCR, ocupando la posición 5 de 68 revistas, por lo que se trata de una revista del primer cuartil (Q1) en el año de publicación. El índice de impacto es de 3.170 para el año 2019, que es el último para el que existe este dato.

El autor de la presente tesis figura en primer lugar en tres de los cuatro artículos indicados, ya que en el Artículo 1 los dos primeros autores contribuyeron por igual a la elaboración del mismo (como figura en el documento original). Además, fue el principal responsable en las tareas indicadas a continuación dentro del desarrollo de los artículos citados:

- Conceptualización junto con mis directores de tesis, la Dra. Ana Daría Ruiz y el Dr. José Antonio Vega, además del Dr. Juan Gabriel Álvarez y el Dr. Eduardo González (este último en los Artículos 1-2).
- Realización de trabajos de muestreo y medición en campo.
- Discusión de la investigación y de los resultados obtenidos con la ayuda de los coautores
- Redacción de todos los manuscritos con la cooperación de mis dos directores de tesis, y los Drs. Juan Gabriel Álvarez, Fernando Castedo, Eduardo González (Artículos 1-3) y los demás coautores.

Por otro lado, el autor de la tesis tuvo responsabilidad compartida en las siguientes tareas:

- Tratamiento estadístico de los datos llevados a cabo por el Dr. Juan Gabriel Álvarez y el Dr. Fernando Castedo.
- Procesado de métricas LiDAR llevados a cabo por el Dr. Eduardo González y Luis Fidalgo.
- Procesado de las imágenes del satélite Sentinel-2A realizados por los Drs. Carlos López, Zhiqiang Yang y Ramón Díaz.

El Dr. Daniel Vega y la Dra. Andrea Hevia en el artículo 1 y Cecilia Alonso en el artículo 4 también participaron en las diferentes fases metodológicas y de redacción de los respectivos artículos.

Mis directores de tesis, la Dra. Ana Daría Ruiz y el Dr. José Antonio Vega supervisaron la investigación llevada a cabo y participaron como coautores en todos los artículos. La Dra. Ana Daría Ruiz coordinó los proyectos de investigación que financiaron la investigación que dio lugar a los artículos, junto con el Dr. Juan Gabriel Álvarez, y ambos contribuyeron a la adquisición de fondos conjuntamente con el Dr. José Antonio Vega.

Los resultados generados de la presente investigación doctoral han sido difundidos en:

***Libros y capítulos de libros:***

- Arellano-Pérez, S., Castedo-Dorado, F., Álvarez-González, J. G., Vega-Hidalgo, J. A., y Ruiz-González, A. D. (2018). Mid-term effects of thinning on canopy variables related to crown fire hazard on pure, even-aged pine stands. In D. X. Viegas (Ed), *Advances in forest fire research*. ADAI/CIEF. Imprensa da Universidade de Coimbra. ISBN:978-989-26-16-506
- Ruiz González, A. D., Arellano Pérez, S., Vega Hidalgo, J. A., y Álvarez González, J. G. (2018). Proyecto GEPRIF. Avances en la modelización e inventariación de combustibles. En: F. Rodríguez y Silva (Ed.), *III Taller de Lecciones aprendidas de los Incendios Forestales*. Universidad de Córdoba, 1ª edición. ISBN: 978-84-09-05314-8.

***Congresos y reuniones científicas (ponencias, comunicaciones orales y posters)***

- Álvarez González, J. G., Arellano, S., González Ferreiro, E., López-Sánchez, C. A. y Ruiz González, A. D. (2017). Modelling canopy variables related to wildfire hazard with field data, LiDAR and other remote sensors (Oral). *IUFRO 125th Anniversary Congress 2017*, Freiburg (Germany), 18-22/09/2017. In: Abstracts IUFRO 125th Anniversary Congress, Division 4 (Forest Assessment, Modelling and Management), 181 - Cross-boundary modelling in a changing world, abstract number IUFRO17-2493, pág. 106 ([http://iufro2017.com/wp-content/uploads/2017/09/AbstractIUFRO17\\_III.pdf](http://iufro2017.com/wp-content/uploads/2017/09/AbstractIUFRO17_III.pdf))
- Arellano, S., Castedo-Dorado, F., Álvarez-González, J.G., Vega, J.A., y Ruiz-González, A. D. (2019). Can thin-only treatment improve pine stands fire resilience in the mid-term in NW Spain? *13th International Forest Ecosystems Workshop*. September 16 – 21, 2019. Beijing, China. <http://www.bjfu.edu.cn/docs/2019-09/20190905092907540854.pdf>
- Arellano Pérez, S., Álvarez González, J. G., Vega Hidalgo, J. A., y Ruiz González, A. D. (2017). Modelos de estimación de la distribución vertical de combustibles finos de copa en masa de pinar a partir de datos del IV Inventario Forestal Nacional (Oral). *7º Congreso Forestal Español “Gestión del Monte: servicios ambientales y bioeconomía”*. Plasencia, Cáceres (España), 26-30/06/2017. En: Actas 7º Congreso Forestal Español cod. 7CFE01-370, 10 págs. SECF Editor. ISBN 978-84-941695-2-6 (<http://7cfe.congresoforestal.es/actas>)
- Arellano-Pérez, S., Álvarez-González, J.G., y Ruiz-González, A. D. (2019). Potencial de los datos LiDAR y de SENTINEL-2A en la modelización de variables de combustible forestal superficial y de copas relacionadas con el riesgo de incendio en pinares y matorrales. En *I Congreso da Xuventude Investigadora en Producción Primaria Sostible e Calidade e Seguridade Alimentaria (JIPAS)*. Noviembre 2019. Lugo, España.
- Arellano-Pérez, S., Castedo-Dorado, F., Álvarez-González, J. G., Vega-Hidalgo, J. A., y Ruiz-González A. D. (2018). Mid-term effects of thinning on canopy variables related to crown fire hazard on pure, even-aged pine stands (Poster). *8th International Conference on Forest Fire Research*. Coimbra (Portugal) 12-16/11/2018.
- Arellano-Pérez, S., González-Rodríguez, M., Castedo-Dorado, F., López-Sánchez, C. A., Pérez-Cruzado, C., Álvarez-González, J. G., y Ruiz-González A. D. (2018). Modelling stand variables of pine forest using sentinel-2A and the random forest approach (Poster). *IUFRO meeting “New Frontiers in Forecasting Forests 2018”*. Stellenbosch (South Africa), 25-27/09/2018. In: Proceedings of Extended Abstracts & Conference Program, pág. 141



Fidalgo-González, L.A., Arellano-Pérez, S., Ruiz González, A. D., Castedo-Dorado, F., González-Ferreiro, E., y Álvarez González, J. G. (2018). Estimación de la distribución vertical de combustibles finos de copa en *P. sylvestris* usando datos del PNOA y del IFN4 (Oral). *III Taller del Grupo de Incendios Forestales de la Asociación Española de Teledetección: LiDAR aplicado a los incendios forestales*. Alcalá de Henares (España), 19/10/2018. En: Programa de III Taller del Grupo de Incendios Forestales de la AET (<https://geogra.uah.es/tallergtif/wp-content/uploads/2018/11/Modelling-the-vertical-distribution-of-canopy-fuel-loads-in-Pinus-sylvestris-stands-using-low-density-Airbone-Laser-Scanning-and-the-Spanish-National-Forest-Inventory.pdf>)

### **Participación en actividades de transferencia**

Ruiz González A. D., y Arellano S. (2016). Nuevos sistemas de cuantificación del combustible forestal. *XXXVIII Foro INIA "Incendios Forestales"*. INIA, Madrid (España), 30/11/2016

Ruiz González, A. D., Arellano Pérez, S., Álvarez González, J. G. González-Ferreiro, E., Castedo Dorado, F., López Sánchez, C., y Díaz Varela, R. (2018). Mapificación de combustibles. *Jornada de transferencia de resultados del proyecto GEPRIF*. INIA, Madrid, 19/12/2018

Ruiz González, A. D., Arellano Pérez, S., Vega Hidalgo J. A., y Álvarez González, J. G. (2018). Proyecto GEPRIF. Avances en la modelización e inventariación de combustibles. *III Taller de Lecciones aprendidas de los Incendios Forestales*. Universidad de Córdoba. Córdoba, 10-12/01/2018

### **Estructura de la tesis**

La presente tesis doctoral está estructurada en cinco capítulos, y previamente a los mismos se incluyen un **Glosario de abreviaturas** de las principales variables empleadas en el texto y un **Resumen** de la tesis en castellano, inglés y gallego. A continuación, se sintetizan, brevemente, estos capítulos:

El capítulo 1, **Introducción**, es común para el conjunto de artículos. En él, se definen los términos básicos relacionados con el fuego y los combustibles forestales y se describen las principales variables del combustible forestal y sus métodos de estimación. Estas variables se utilizan a lo largo del estudio como entradas en los modelos de predicción de comportamiento de fuego que son presentados brevemente. Se incluye también una revisión de estudios que utilizaron sensores remotos, principalmente la tecnología LiDAR e imágenes de satélite Sentinel-2A, en aplicaciones forestales, con especial énfasis en las tratadas en la tesis. Después de indicar el tratamiento de clara más utilizado en el noroeste de España, se expone el nivel de conocimientos actual sobre los efectos de la clara en el complejo de combustible y comportamiento del fuego. Se define también el concepto de severidad del fuego, y se indican las diferentes métricas utilizadas para evaluarla en el arbolado. Este capítulo finaliza con una breve contextualización de la distribución geográfica, del régimen selvícola y de la propensión a incendios de las tres especies de pino presentes en el noroeste de España y que son objeto de estudio en esta tesis: *Pinus pinaster*, *Pinus radiata* y *Pinus sylvestris*.

En el capítulo 2 se exponen los **Objetivos** planteados en la tesis, asociándolos con los artículos que los desarrollan.



El capítulo 3, **Material y métodos**, tiene como objetivo mostrar un mayor nivel de detalle de todos los datos y procesos llevados a cabo que el que se presenta en las versiones publicadas en la revista. Está estructurado separadamente por artículos, ya que la metodología usada en cada uno de ellos es muy diferente. Hay un par de excepciones a lo anterior: i) los artículos 1 y 2 se tratan conjuntamente ya que poseen una metodología común y ii) los métodos para los artículos 3 y 4 se presentan por separado, salvo en los aspectos relativos a la red de parcelas y mediciones de campo que son coincidentes. Al principio de este capítulo se muestra una tabla resumen de los datos y principales métodos utilizados en los artículos de la tesis.

El capítulo 4, **Resultados y discusión**, está organizado también separadamente por artículos, excepto para los relativos a los artículos 1 y 2 que se presentaron de forma integrada. Se han incorporado nuevas figuras y tablas que complementan las ya incluidas en las versiones publicadas.

En el capítulo 5 se resumen las principales **Conclusiones** de la tesis en relación con los objetivos planteados, asociándolos a cada uno de los artículos, e integrando, cuando procede, las conclusiones comunes a varios de ellos. Además, se indican brevemente en este capítulo las posibles aplicaciones que se derivan de los resultados obtenidos a la gestión del fuego forestal y otros campos. Se destacan también las contribuciones más significativas a la mejora del conocimiento sobre las temáticas abordadas en la tesis. Las conclusiones se presentan tanto en castellano como en inglés.

En el capítulo 6, **Bibliografía**, se muestran todas las referencias bibliográficas citadas en los diferentes capítulos de la memoria de tesis, ordenadas alfabéticamente por autor, como primer criterio, y por orden cronológico como segundo.

Finalmente, en los **Anexos** se incorporan todos los artículos derivados de la tesis en las versiones comentadas anteriormente.

La presente tesis doctoral ha sido parcialmente escrita en inglés para aspirar a la Mención Europea al título de doctor.



# ÍNDICE

GLOSARIO DE ABREVIATURAS.....	I
RESUMEN .....	VII
ABSTRACT .....	IX
RESUMO .....	XII
1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Fuego y combustibles forestales: términos básicos .....	3
1.2 Estimación de las variables del combustible forestal a partir de mediciones de campo.....	5
1.2.1 Combustible de superficie .....	6
<i>Carga de combustible disponible (<math>W_a</math>).....</i>	6
<i>Modelos de estimación de cargas de combustible de superficie.....</i>	7
1.2.2 Combustible del dosel arbóreo .....	8
<i>Carga de combustible disponible del dosel (CFL).....</i>	8
<i>Altura de la base del dosel (CBH) .....</i>	9
<i>Densidad aparente del dosel (CBD) .....</i>	10
<i>Distancia vertical entre los estratos del combustible de superficie y del dosel (FSG)</i> .....	10
<i>Modelos de estimación a partir de variables de rodal.....</i>	10
<i>Método de distribución homogénea del combustible del dosel.....</i>	11
<i>Método de distribución heterogénea del combustible del dosel: perfiles verticales ..</i>	11
1.3 Predicción del comportamiento del fuego .....	13
1.3.1 Fuego de superficie.....	14
<i>Intensidad lineal del fuego (<math>I_B</math>) .....</i>	14
<i>Velocidad de propagación del fuego (<math>r</math>) .....</i>	14
1.3.2 Fuego de copas .....	15
<i>Modelo de iniciación y tipo de fuego de copas de Van Wagner (1977).....</i>	16
<i>Modelo de probabilidad de ocurrencia del fuego de copas de Cruz et al. (2004).....</i>	17
<i>Modelos de predicción de la velocidad de propagación del fuego de copas activo... ..</i>	18
<i>Modelo de inflamación de la copa de Cruz et al. (2006 a, b).....</i>	18
1.4 Estimación de variables del combustible a partir de sensores remotos .....	19
1.4.1 LiDAR .....	20
1.4.2 Imágenes de satélite.....	21
1.4.3 Combinación de LiDAR e imágenes de satélite.....	23
1.4.4 Técnicas estadísticas utilizadas con sensores remotos .....	23
1.5 Evaluación del efecto de las claras .....	25

1.6 Pinares de Galicia: distribución geográfica, régimen selvícola e incendios .....	28
1.6.1 Distribución geográfica.....	28
1.6.2 Régimen selvícola.....	30
1.6.3 Incendios forestales.....	30
2. OBJETIVOS .....	33
3. MATERIAL Y MÉTODOS.....	37
3.1 Artículos 1 y 2 .....	40
3.1.1 Datos de campo.....	41
3.1.2 Datos LiDAR .....	41
3.1.3 Selección de parcelas .....	43
3.1.4 Construcción y modelización de la distribución vertical de CFL.....	45
<i>Determinación de la distribución vertical de biomasa fina de copa a nivel de árbol individual.....</i>	46
<i>Construcción y caracterización de la distribución vertical de CFL a nivel rodal.....</i>	49
<i>Modelización de la distribución vertical de CFL.....</i>	49
3.2 Artículo 3.....	51
3.2.1 Red de parcelas .....	51
3.2.2 Variables de árbol, de rodal y del combustible del dosel.....	53
3.2.3 Características del combustible de superficie .....	55
3.2.4 Datos Sentinel-2A .....	57
3.2.5 Modelos de estimación de características del combustible de superficie y del dosel .....	59
3.2.6 Evaluación de los modelos ajustados mediante la estimación de la actividad potencial de fuego de copas .....	61
3.3 Artículo 4.....	63
3.3.1 Efecto temporal de la clara fuerte sobre los combustibles del dosel y de superficie .....	64
3.3.2 Efecto a medio plazo de la clara fuerte en el comportamiento potencial del fuego .....	65
<i>Simulación del efecto de la clara en la velocidad de propagación.....</i>	65
<i>Simulación del efecto de la clara en la intensidad lineal.....</i>	68
<i>Determinación del porcentaje de cada tipo de fuego según clases de intensidad lineal .....</i>	69
3.3.3. Efecto a medio plazo de la clara fuerte en la severidad potencial del fuego sobre el arbolado.....	69
<i>Altura media de copa soflamada .....</i>	70
<i>Volumen medio de copa soflamada .....</i>	70

<i>Mortalidad del arbolado después del incendio</i> .....	70
3.3.4 Efecto a medio plazo de la clara fuerte en la protección del suelo contra la erosión potencial post-incendio.....	71
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	75
4.1 Artículos 1 y 2.....	77
4.1.1 Caracterización de la distribución vertical de <i>CFL</i> .....	77
4.1.2 Sistema de modelos de distribución vertical de <i>CFL</i> basados en métricas LiDAR .....	80
4.1.3 Sistema de modelos de distribución vertical de <i>CFL</i> basados en variables de rodal .....	86
4.2 Artículo 3 .....	89
4.2.1 Características del combustible de superficie y del dosel arbóreo .....	89
4.2.2 Modelo de clasificación de especies de masa forestal con diferentes tratamientos de clara .....	91
4.2.3 Modelos de estimación de características del combustible de superficie y del dosel arbóreo .....	92
4.2.4 Evaluación de los modelos ajustados mediante la estimación de la actividad potencial de fuego de copas.....	97
4.3 Artículo 4 .....	99
4.3.1 Efecto temporal de las claras sobre los combustibles del dosel .....	99
4.3.2 Efecto a medio plazo de la clara fuerte sobre los combustibles de superficie.....	101
4.3.3 Efecto a medio plazo de la clara fuerte en el comportamiento potencial del fuego .....	103
<i>Efecto de la clara en la velocidad de propagación</i> .....	103
<i>Efecto de la clara en la intensidad lineal</i> .....	105
<i>Porcentaje de cada tipo de incendio según las clases de intensidad lineal</i> .....	105
4.3.4 Efecto a medio plazo de la clara fuerte en la severidad potencial del fuego sobre el arbolado .....	107
4.3.5 Efecto a medio plazo de la clara fuerte en la protección del suelo contra la erosión potencial post-incendio.....	113
5. CONCLUSIONES / CONCLUSIONS.....	117
6. BIBLIOGRAFÍA .....	125
ANEXO A. ....	163
Modelling the vertical distribution of canopy fuel load using national forest inventory and low- density airborne laser scanning data (Artículo 1) .....	163
ANEXO B. ....	165
Estimación de la distribución vertical de combustibles finos de dosel de copas en masas de <i>Pinus sylvestris</i> empleando datos lidar de baja densidad (Artículo 2) .....	165

ANEXO C.....	167
Potential of Sentinel-2a data to model surface and canopy fuel characteristics in relation to crown fire hazard (Artículo 3) .....	167
ANEXO D.....	169
Mid-term effects of a thin-only treatment on fuel complex, potential fire behaviour and severity and post-fire soil erosion protection in fast-growing pine plantations (Artículo 4).....	169

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1. Revisión de estudios que utilizan sensores remotos (LiDAR = Laser Imaging Detection and Ranging, S-2A = Sentinel-2A y MS = Sensores multiespectrales) en diferentes aplicaciones forestales.....	24
Tabla 1.2. Edad y densidad de los tratamientos selvícolas de clareo, clara y corta final para cada especie de pino: <i>P. pinaster</i> , <i>P. radiata</i> y <i>P. sylvestris</i> .....	30
Tabla 3.1. Resumen comparativo de aspectos relevantes de material y métodos de cada uno de los artículos incluidos en la presente tesis .....	39
Tabla 3.2. Media y desviación típica de las principales variables de rodal de las parcelas de muestreo finalmente seleccionadas en masas de <i>P. pinaster</i> , <i>P. radiata</i> y <i>P. sylvestris</i> .....	44
Tabla 3.3. Estimadores de los parámetros del sistema de perfil de copa de árbol individual para cada especie de pino: <i>P. pinaster</i> , <i>P. sylvestris</i> y <i>P. radiata</i> en Galicia. ....	47
Tabla 3.4. Ecuaciones para la estimación de la biomasa de finos de copa de las principales especies de pino de Galicia: <i>P. pinaster</i> , <i>P. radiata</i> y <i>P. sylvestris</i> .....	48
Tabla 3.5. Media y desviación típica de las principales variables de rodal y características del combustible del dosel arbóreo, diferenciando entre tratamientos y especies de pino, correspondientes al inventario 2015-2016 .....	54
Tabla 3.6. Media y desviación típica de las características del combustible de superficie diferenciando entre especies de pino: <i>P. pinaster</i> y <i>P. radiata</i> y tratamientos en el inventario de 2015-2016 .....	57
Tabla 3.7. Descripción de los índices de vegetación derivados de los datos de Sentinel-2A usados en este estudio y las bandas utilizadas para su estimación.....	58
Tabla 3.8. Condiciones de quema usadas en las simulaciones de comportamiento del fuego.	63
Tabla 3.9. Media y desviación típica de las principales variables de rodal y características del combustible del dosel arbóreo diferenciando entre tratamientos y especie de pino: <i>P. pinaster</i> y <i>P. radiata</i> , correspondientes a los cuatro inventarios realizados .....	64

Tabla 4.1. Media y desviación típica de las variables y parámetros que caracterizan los perfiles verticales de distribución de la carga de combustible disponible del dosel (CFL) en las parcelas .....	77
Tabla 4.2. Modelos de distribución vertical de la carga de combustible disponible del dosel (CFL), parámetros y estadísticos de bondad del ajuste de los sistemas ajustados simultáneamente a partir de métricas LiDAR para <i>P. pinaster</i> , <i>P. radiata</i> y <i>P. sylvestris</i> . ....	81
Tabla 4.3. Modelos distribución vertical de la carga de combustible disponible del dosel (CFL), parámetros y estadísticos de bondad del ajuste de los sistemas ajustados simultáneamente a partir de métricas LiDAR para <i>P. pinaster</i> y <i>P. radiata</i> incluyendo ecuaciones para estimar la altura de la base del dosel (CBH) y la altura media del rodal ( <i>h</i> ). ....	85
Tabla 4.4. Modelos de distribución vertical de la carga de combustible disponible del dosel (CFL), parámetros y estadísticos de bondad del ajuste de los sistemas ajustados simultáneamente a partir de variables de rodal para <i>P. pinaster</i> , <i>P. radiata</i> y <i>P. sylvestris</i> . ...	86
Tabla 4.5. Estadísticos descriptivos de las variables del combustible del dosel arbóreo y superficie analizadas por especie de pino seis años después del tratamiento.....	90
Tabla 4.6. Matriz de confusión asociada al modelo RF ( <i>Random Forest</i> ) ajustado para las diferentes especies y tratamientos .....	92
Tabla 4.7. Estadísticos de bondad del ajuste obtenidos para cada variable del combustible del dosel y de superficie modelizada y enfoque (RF = <i>Random Forest</i> y MARS = <i>Multivariate Adaptive Regression Splines</i> ) .....	93
Tabla 4.8. Porcentajes de cada tipo de fuego (superficie, pasivo y activo) clasificados por especie, tratamiento y condiciones de quema obtenidos a partir de las variables de combustible observadas .....	97
Tabla 4.9. Matriz de confusión para la comparación entre las categorías de fuego (superficie, pasivo, activo) obtenidas con los valores observados de las variables del combustible y con los valores estimados con MARS para dichas variables. ....	98
Tabla 4.10. Matriz de confusión para la comparación entre las categorías de fuego (superficie, pasivo, activo) obtenidas con los valores observados de las variables del combustible y con los valores estimados con RF para dichas variables. ....	98
Tabla 4.11. Distribución del número de simulaciones por especie de pino, tratamiento de clara y rango de intensidad lineal del fuego ( $I_B$ ) seis años después de tratamiento, diferenciando por tipo de fuego .....	106
Tabla 4.12. Valores medios de la altura y volumen medio de copa soflamada y la probabilidad media de mortalidad de arbolado en las parcelas control (C) y clara fuerte (HT) de <i>P. pinaster</i> y <i>P. radiata</i> .....	108

Tabla 4.13. Modelos de estimación del porcentaje de cobertura de suelo ( $SC_{sn}$ ) a partir de la carga de acícula soflamada caída ( $W_{sn}$ ) para *P. pinaster* y *P. radiata*, junto con sus parámetros y estadísticos de bondad del ajuste ..... 113

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Elementos habituales del complejo de combustibles en masas arboladas formado por tres capas (suelo, superficie y dosel). ..... 4

Figura 1.2. Variables estructurales del combustible de superficie y del dosel arbóreo relacionadas con la altura. .... 6

Figura 1.3. Perfil vertical de la densidad aparente del dosel ( $CBD$ ) en función de la altura media del arbolado para un rodal de pino. .... 12

Figura 1.4. Fuego de superficie y de copas propagándose por un pinar. .... 13

Figura 1.5. Vista lateral de la nube de puntos LiDAR de una parcela de *P. pinaster* del IFN4. .... 20

Figura 1.6. Imagen multiespectral del satélite Sentinel 2 (tesela: T29TPH) en zona forestal en la parte oriental de Galicia. .... 22

Figura 1.7. Comparativa de tratamiento selvícola de clara (izquierda) con masa sin tratar (derecha) en rodales de *P. pinaster*. .... 26

Figura 1.8. Altura de copa soflamada de cada árbol ( $h_{si}$ ). .... 27

Figura 1.9. Cobertura de suelo por acículas soflamadas caídas después del incendio. .... 28

Figura 1.10. Distribución geográfica de las masas *P. pinaster*, *P. radiata* y *P. sylvestris* en Galicia. .... 29

Figura 3.1. Localización de las parcelas de *P. pinaster*, *P. radiata* y *P. sylvestris* del IFN4 seleccionadas en este estudio (izquierda) y esquema de la parcela de muestreo utilizada en el IFN (derecha inferior). .... 42

Figura 3.2. Nube de puntos LiDAR de una de las parcelas de *P. pinaster* del IFN4 usadas en la presente tesis. .... 43

Figura 3.3. Diagrama de decisión de los criterios de selección de parcelas. .... 44

Figura 3.4. Flujo de trabajo seguido en la modelización de la distribución vertical de la carga de combustible disponible del dosel ( $CFL$ ) ..... 45

Figura 3.5. Esquema y nomenclatura utilizada para definir las variables del perfil de copa de árbol individual. .... 47



Figura 3.6. Localización geográfica de la red de parcelas de ensayos de clara en <i>P. pinaster</i> y <i>P. radiata</i> (izquierda). .....	52
Figura 3.7. Ejemplos de las parcelas control y clara fuerte de <i>P. pinaster</i> (superior) y de <i>P. radiata</i> (inferior) con <i>Ulex</i> sp. como vegetación de sotobosque utilizadas en la tesis.....	53
Figura 3.8. Fotografías hemisféricas realizadas con el ForeStereo al dosel arbóreo en alguna de las parcelas de <i>P. pinaster</i> (izquierda) y <i>P. radiata</i> (derecha) de la tesis.....	54
Figura 3.9. Detalles de las mediciones en campo del combustible de superficie bajo pinar en alguna de las parcelas. ....	55
Figura 3.10. Resolución espacial y longitud de onda de las bandas del satélite S-2A. ....	58
Figura 3.11. Esquema de flujo de trabajo seguido en el desarrollo de modelos de estimación de variables del combustible del dosel arbóreo y de superficie relacionadas con el riesgo de fuego de copas y su evaluación. ....	59
Figura 3.12. Esquema de flujo de trabajo seguido para la obtención de gráficos de variación de la velocidad de propagación en función de la velocidad del viento en las cuatro parcelas representativas .....	66
Figura 3.13. Ejemplos de estimación visual del porcentaje de cobertura ocupado por las acículas en el marco cuadrado de 1 x 1 m. ....	72
Figura 3.14. Datos de partida y flujo de trabajo seguido para la evaluación del efecto de la clara sobre la severidad del fuego en el arbolado y la protección del suelo frente a la erosión posterior al incendio .....	73
Figura 4.1. Perfiles verticales observados de la distribución de los valores relativos de la carga relativa de combustible disponible del dosel ( <i>CFLrel</i> ) en altura (m) para cada una de las parcelas. ....	78
Figura 4.2. Diagrama de cajas de los parámetros de escala ( $a_1$ ) y forma ( $a_2$ ) de la función de densidad de probabilidad de Weibull en las parcelas de las tres especies de pino.....	79
Figura 4.3. Diagrama de cajas de la altura mínima de la base del dosel ( <i>mCBH</i> ) y la altura media del arbolado ( <i>h</i> ) en las parcelas de las tres especies de pino. ....	79
Figura 4.4. Diagrama de cajas de la carga de combustible disponible del dosel ( <i>CFL</i> ) en las parcelas de las tres especies de pino.....	80
Figura 4.5. Valores observados frente a predichos de las distribuciones verticales acumuladas de la carga de combustible disponible del dosel ( <i>CFL</i> ) a partir de métricas LiDAR (izquierda) y diagramas de caja de los residuos de <i>CFL</i> acumulado para diferentes porcentajes de longitud de copa, <i>CL</i> (derecha). ....	84

Figura 4.6. Valores observados frente a predichos de las distribuciones verticales acumuladas de la carga de combustible disponible del dosel, <i>CFL</i> a partir de variables de rodal (izquierda) y diagramas de caja de los residuos de <i>CFL</i> acumulado para diferentes porcentajes de longitud de copa, <i>CL</i> (derecha). .....	89
Figura 4.7. Diagrama de barras del porcentaje de frecuencia de los principales combustibles de superficie (hojarasca, matorral, zarza y helecho) por especie de pino y tratamiento. ....	90
Figura 4.8. Importancia relativa de los estadísticos derivados de las imágenes S-2A en la clasificación de las parcelas por especie y tratamiento.....	91
Figura 4.9. Importancia relativa de cada una de las variables y métricas S-2A utilizadas para modelizar <i>CBD</i> , <i>CBH</i> , <i>FSG</i> , <i>SFL</i> según la metodología RF ( <i>Random Forest</i> ). ....	95
Figura 4.10. Importancia relativa de cada una de las variables y métricas S-2A utilizadas para modelizar <i>CBD</i> , <i>CBH</i> , <i>FSG</i> , <i>SFL</i> según la metodología MARS ( <i>Multivariate Adaptive Regression Splines</i> ). ....	96
Figura 4.11. Diagrama de cajas de <i>CBH</i> (superior), <i>CFL</i> (medio), <i>CBD</i> (inferior) para cada especie ( <i>P. pinaster</i> y <i>P. radiata</i> ), inventario y tratamiento de clara. ....	101
Figura 4.12. Diagrama de cajas de las cargas de combustible de superficie desagregadas por fracciones (superior) y de los restos leñosos por categorías de tamaño (inferior) seis años después de la clara para cada especie y tratamiento. ....	103
Figura 4.13. Velocidad de propagación del fuego estimada en función de la velocidad del viento exterior a 10 m ( $U_{10}$ , km h <sup>-1</sup> ) en las parcelas representativas de cada tratamiento para <i>P. pinaster</i> (superior) y <i>P. radiata</i> (inferior) seis años después de clara.....	104
Figura 4.14. Diagrama de cajas de la altura media de copa soflamada para cada especie ( <i>P. pinaster</i> y <i>P. radiata</i> ), tratamiento y rango de intensidad lineal, seis años después de la clara. ....	108
Figura 4.15. Gráficos de contorno de las estimaciones medias de la altura media de copa soflamada (m) para diferentes combinaciones de $M_s$ y $U_{10}$ seis años después del tratamiento. ....	109
Figura 4.16. Gráficos de contorno de las estimaciones medias del volumen medio de copa soflamada (%) para diferentes combinaciones de $M_s$ y $U_{10}$ seis años después del tratamiento. ....	110
Figura 4.17. Gráficos de contorno de las estimaciones medias de la probabilidad de mortalidad de arbolado post-fuego (0-1) para diferentes combinaciones de $M_s$ y $U_{10}$ seis años después del tratamiento. ....	111
Figura 4.18. Gráficos de contorno de las estimaciones medias de la de la cobertura del suelo por acículas soflamadas caídas post-fuego (%) para diferentes combinaciones de $M_s$ y $U_{10}$ seis años después del tratamiento.....	114

## Glosario de abreviaturas

En este apartado se incluyen las abreviaturas de las principales variables empleadas tanto en la memoria de la tesis como en los artículos científicos que forman parte de la misma (Artículos 1-4 = Anexos A-D, respectivamente). Este glosario se hace especialmente necesario porque hay variables para las que se usaron diferentes abreviaturas en los artículos para hacer referencia al mismo término. Las abreviaturas se muestran agrupadas por temáticas en las siguientes tablas cuyas columnas indican: abreviatura utilizada en la memoria (primera columna), abreviaturas utilizadas en cada uno de los 4 artículos que forman parte de la tesis (columnas: segunda a cuarta), significado de la variable (quinta columna) y unidades (sexta columna). Las variables se han agrupado de acuerdo con los siguientes criterios: variables de árbol individual, variables de rodal, variables del dosel arbóreo, variables del combustible de superficie, métricas LiDAR, índices de vegetación derivados de las imágenes Sentinel-2A y variables de comportamiento y severidad del fuego estimadas e inputs de los modelos. También se ha incluido una última tabla con los principales términos estadísticos empleados. Dentro de cada tabla las abreviaturas aparecen ordenadas alfabéticamente. Por último, el significado al que hace referencia cada abreviatura se muestra en castellano salvo en aquellos casos en los que no tiene una traducción clara o es mucho más conocida en el ámbito científico por su terminología inglesa.

### Variables de árbol individual

Memoria	Artículos			Significado	Unidades
	1 y 2	3	4		
<i>cl</i>	<i>cl</i>			Longitud de copa	m
<i>cr</i>	<i>cr</i>			Radio de copa	m
<i>cr<sub>max</sub></i>				Radio de copa máximo	m
<i>CV<sub>s</sub></i>				Volumen de copa soflamada	%
<i>d</i>	<i>d</i>	<i>d</i>	<i>d</i>	Diámetro normal	cm
<i>h</i>	<i>h</i>	<i>h</i>	<i>h</i>	Altura total del árbol	m
<i>h<sub>btc</sub></i>	<i>cbh</i>	<i>h<sub>btc</sub></i>	<i>h<sub>btc</sub></i>	Altura de la base de copa viva	m
<i>h<sub>crmax</sub></i>				Altura a la que se alcanza el radio máximo de copa	m
<i>h<sub>s</sub></i>				Altura de copa soflamada	m
<i>p<sub>mort</sub></i>				Probabilidad de mortalidad de un árbol después del incendio	
<i>w<sub>b0.5</sub></i>				Biomasa de ramillas (diámetro < 0.5 cm)	kg
<i>w<sub>b0.5-2</sub></i>				Biomasa de ramas (diámetro 0.5-2 cm)	kg
<i>w<sub>l</sub></i>				Biomasa de acículas	kg
<i>w<sub>Crw_G1</sub></i>	<i>w<sub>finos</sub></i>			Biomasa fina de copa	kg

### Variables de rodal

Memoria	Artículos			Significado	Unidades
	1 y 2	3	4		
<i>d̄</i>	<i>d̄</i>		<i>d̄</i>	Diámetro medio	cm
<i>dg</i>	<i>dg</i>			Diámetro medio cuadrático	cm
<i>G</i>	<i>G</i>	<i>G</i>	<i>G</i>	Área basimétrica	m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>
<i>h̄</i>	<i>h̄</i>	<i>h̄</i>	<i>h̄</i>	Altura media	m
<i>H</i>	<i>H</i>	<i>H</i>	<i>H</i>	Altura dominante	m
<i>S</i>	<i>S</i>			Índice de sitio	m

Memoria	Artículos			Significado	Unidades
	1 y 2	3	4		
<i>N</i>	<i>N</i>	<i>N</i>	<i>N</i>	Densidad	pies ha <sup>-1</sup>
<i>t</i>	<i>t</i>	<i>t</i>		Edad del rodal	años

### Variables del combustible del dosel arbóreo

Memoria	Artículos			Significado	Unidades
	1 y 2	3	4		
<i>CBD</i>	<i>CBD</i>	<i>CBD</i>	<i>CBD</i>	Densidad aparente del dosel ( <i>Canopy Bulk Density</i> )	kg m <sup>-3</sup>
<i>CBH</i>	<i>CBH</i>	<i>CBH</i>	<i>CBH</i>	Altura de la base del dosel ( <i>Canopy Base Height</i> )	m
<i>CC</i>			<i>CC</i>	Fracción de cabida cubierta del dosel	0-1 y %
<i>CFL</i>	<i>CFL</i>		<i>CFL</i>	Carga de combustible disponible del dosel ( <i>Canopy Fuel Load</i> )	kg m <sup>-2</sup>
<i>CL</i>				Longitud del dosel	m
<i>CR</i>			<i>CR</i>	Ratio de copa del dosel	
<i>FSG</i>		<i>FSG</i>		Distancia vertical entre los estratos del combustible de superficie y del dosel ( <i>Fuel Strata Gap</i> )	m
<i>mCBH</i>	<i>mCBH</i>			Altura mínima de la base del dosel	m

### Variables del combustible de superficie

Memoria	Artículos			Significado	Unidades
	1 y 2	3	4		
<i>Cov<sub>Us</sub></i>			<i>COV<sub>Us</sub></i>	Cobertura de la vegetación del sotobosque	%
$\overline{d_F}$			$\overline{d_F}$	Espesor medio del mantillo superior (capa F)	cm
$\overline{d_{FH}}$			$\overline{d_{FH}}$	Espesor medio del mantillo (capas F y H)	cm
$\overline{d_H}$			$\overline{d_H}$	Espesor medio del mantillo inferior (capa H)	cm
$\overline{d_L}$			$\overline{d_L}$	Espesor medio de hojarasca (capa L)	cm
$\overline{d_{LFH}}$		$\overline{d_{LD}}$	$\overline{d_{LFH}}$	Espesor medio de la hojarasca y mantillo (capas L, F y H)	cm
$\overline{h_{Us}}$		$\overline{h_{shrubs}}$	$\overline{h_{Us}}$	Altura media de la vegetación del sotobosque	cm
$\overline{h_{Usw}}$			$\overline{d_{us}}$	Altura media de la vegetación del sotobosque ponderada por la cobertura	cm
$\overline{h_{Us+L}}$			<i>FD</i>	Altura media del combustible de superficie	cm
<i>SFFL</i>			<i>SFFL</i>	Carga total del combustible fino de superficie	Mg ha <sup>-1</sup>
<i>SFL</i>		<i>SFL</i>	<i>SFL</i>	Carga total del combustible de superficie	Mg ha <sup>-1</sup>
<i>W<sub>FWD_1h</sub></i>			<i>W<sub>FWD_1h</sub></i>	Carga de restos leñosos de 1 hora de retardo (diámetro < 0.6 cm)	Mg ha <sup>-1</sup>
<i>W<sub>FWD_10h</sub></i>			<i>W<sub>FWD_10h</sub></i>	Carga de restos leñosos de 10 horas de retardo (diámetro 0.6-2.5 cm)	Mg ha <sup>-1</sup>
<i>W<sub>FWD_100h</sub></i>			<i>W<sub>FWD_100h</sub></i>	Carga de restos leñosos de 100 horas de retardo (diámetro 2.5-7.5 cm)	Mg ha <sup>-1</sup>
<i>W<sub>CWD_1000h</sub></i>			<i>W<sub>CWD_1000h</sub></i>	Carga de restos leñosos de 1000 horas de retardo (diámetro > 7.5 cm)	Mg ha <sup>-1</sup>
<i>W<sub>L</sub></i>			<i>W<sub>L</sub></i>	Carga de hojarasca (capa L)	Mg ha <sup>-1</sup>
<i>W<sub>F</sub></i>			<i>W<sub>F</sub></i>	Carga de mantillo superior (capa F)	Mg ha <sup>-1</sup>
<i>W<sub>H</sub></i>			<i>W<sub>H</sub></i>	Carga de mantillo inferior (capa H)	Mg ha <sup>-1</sup>
<i>W<sub>FH</sub></i>			<i>W<sub>FH</sub></i>	Carga de mantillo (capas F y H)	Mg ha <sup>-1</sup>
<i>W<sub>LFH</sub></i>			<i>W<sub>LFH</sub></i>	Carga de hojarasca y mantillo (capas L, F y H)	Mg ha <sup>-1</sup>

Memoria	Artículos			Significado	Unidades
	1 y 2	3	4		
$W_{Us\_G1}$			$W_{us\_1}$	Carga fina de la vegetación del sotobosque (diámetro < 0.6 cm)	Mg ha <sup>-1</sup>
$W_{Us\_G23}$			$W_{us\_23}$	Carga gruesa de la vegetación del sotobosque (diámetro 0.6-2.5 cm)	Mg ha <sup>-1</sup>
$W_{Us}$			$W_{us\_total}$	Carga total de la vegetación del sotobosque	Mg ha <sup>-1</sup>

### Métricas LiDAR (*Light Detection and Ranging*) de la nube de puntos normalizada (NHD)

Memoria	Artículos			Significado	Unidades
	1 y 2	3	4		
$h_i$	$h_i$			Percentil i-ésimo de altura de los retornos láser	m
$h_{var}$	$h_{var}$			Altura de los retornos láser correspondiente a la variable “var” (media, máxima, mínima, desviación estándar, asimetría, kurtosis o moda)	m
$PAR_{Avar}$	$PAR_{Avar}$			Porcentaje del total de retornos láser por encima del valor de la variable “var” (4 m, media o moda)	%
$PFR_{Avar}$	$PFR_{Avar}$			Porcentaje de primeros retornos láser por encima del valor de la variable “var” (2 m, 4 m o media)	%

### Índices de vegetación derivados de las imágenes Sentinel-2A (S-2A)

Memoria	Artículos			Significado
	1 y 2	3	4	
$EVI$		$EVI$		<i>Enhanced Vegetation Index</i>
$MSAVI$		$MSAVI$		<i>Modified SAVI</i>
$NDVI$		$NDVI$		<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
$RENDVI$		$RENDVI$		<i>Red-Edge NDVI</i>
$SAVI$		$SAVI$		<i>Soil Adjusted Vegetation Index</i>

### Variables de comportamiento y severidad del fuego

Memoria	Artículos			Significado	Unidades
	1 y 2	3	4		
$ACF$			$ACF$	Fuego de copas activo ( <i>Active Crown Fire</i> )	
$CFB$			$CFB$	Fracción de copa quemada ( <i>Crown Fraction Burned</i> )	0-1
$\overline{CV_s}$			$CV_s$	Volumen medio de copa soflamada ( <i>Crown Volume Scorched</i> )	%
$HC$			$H_{comb}$	Poder calorífico inferior neto	kJ kg <sup>-1</sup>
$\overline{h_s}$			$h_s$	Altura media de copa soflamada	m
$I_B$				Intensidad lineal del fuego	kW m <sup>-1</sup>
$I_0$			$I_0$	Intensidad lineal crítica del fuego de superficie ( <i>Critical fireline intensity</i> )	kW m <sup>-1</sup>
$M_F$			$M_c$	Humedad foliar ( <i>Foliar moisture</i> )	%
$M_s$		$EFFM$	$M_s$	Humedad estimada del combustible fino muerto de la superficie	%
$P$		$P$		Probabilidad de ocurrencia de fuego de copas	0-1
$PCF$			$PCF$	Fuego de copas pasivo ( <i>Passive Crown Fire</i> )	

Memoria	Artículos			Significado	Unidades
	1 y 2	3	4		
$\overline{p_{mort}}$			$p_{tree\_mortality}$	Probabilidad de mortalidad media del arbolado después del fuego	0-1
$r$			$r$	Velocidad de propagación del fuego de superficie ( <i>Surface fire rate of spread</i> )	m min <sup>-1</sup>
$R_c$		$R_c$	$R_c$	Velocidad de propagación del fuego de copas activo ( <i>Active crown fire rate of spread</i> )	m min <sup>-1</sup>
$r_0$			$r_0$	Velocidad de propagación crítica del fuego de superficie ( <i>Critical surface fire rate of spread</i> )	m min <sup>-1</sup>
$R_0$		$R_0$	$R_0$	Velocidad de propagación crítica del fuego de copas activo ( <i>Critical rate of spread for active crown fire</i> )	m min <sup>-1</sup>
$s$			$s$	Pendiente del terreno	°
$SC_{sn}$			$SC$	Cobertura del suelo por acículas soflamadas caídas	%
$SF$			$SF$	Fuego de superficie ( <i>Surface fire</i> )	
$T$			$T$	Temperatura del aire	°C
$U_{1.2}$			$U_{1.2}$	Velocidad del viento dentro de la masa a 1.2 m	km h <sup>-1</sup>
$U_{1.5}$				Velocidad del viento dentro de la masa a 1.5 m	km h <sup>-1</sup>
$U_6$			$U_6$	Velocidad del viento exterior a 6 m	km h <sup>-1</sup>
$U_{10}$		$U_{10}$	$U_{10}$	Velocidad del viento exterior a 10 m	km h <sup>-1</sup>
$U_{1.5\_init}$			$U_{1.5\_init}$	$U_{1.5}$ umbral para iniciar un fuego de copas	km h <sup>-1</sup>
$U_{6\_init}$			$U_{6\_init}$	$U_6$ umbral para iniciar un fuego de copas	km h <sup>-1</sup>
$U_{10\_init}$			$U_{10\_init}$	$U_{10}$ umbral para iniciar un fuego de copas	km h <sup>-1</sup>
$U_{10\_ACF}$			$U_{10\_ACF}$	$U_{10}$ umbral para iniciar un fuego de copas activo	km h <sup>-1</sup>
$W_a$		$SFC$	$wa$	Carga de combustible de superficie disponible	Mg ha <sup>-1</sup> o kg m <sup>-2</sup>
$WAF$			$WAF$	Factor de ajuste del viento ( <i>Wind Adjustment Factor</i> )	
$W_{sn}$			$W_{dn}$	Carga de acículas soflamadas caídas	Mg ha <sup>-1</sup>

## Terminología estadística

Memoria	Artículos			Significado
	1 y 2	3	4	
$\Gamma$	$\Gamma$			Función Gamma
CART				<i>Classification and Regression Tree</i>
GBM				<i>Gradient Boosting Machine</i>
GCV		GCV		Validación cruzada generalizada ( <i>Generalized cross-validation</i> )
GLM	GLM			Modelo lineal generalizado
GLMM			GLMM	Modelo mixto lineal generalizado
FIML	FIML			<i>Full Information Maximum Likelihood</i>
$m_1$	m1			Momento de primer orden respecto a cero
$m_2$	m2			Momento de segundo orden respecto a la media
MARS		MARS		<i>Multivariate Adaptive Regression Splines</i>
ME	ME		ME	Eficiencia del modelo
MLR				Regresión lineal múltiple
OLS	OLS			Mínimos cuadrados ordinarios
$Pseudo R^2$		$r^2_{y_i\hat{y}_i}$		Cuadrado del coeficiente de correlación entre los valores observados y los predichos

Memoria	Artículos			Significado
	1 y 2	3	4	
$R^2$	$R^2$			Coeficiente de determinación
REML			REML	<i>Restricted maximum likelihood</i>
RF		RF		<i>Random Forest</i>
RMSE	RMSE		RMSE	Raíz del error medio cuadrático
rRMSE	RMSE%	rRMSE		Valor relativo de la raíz del error medio cuadrático
SUR	SUR			<i>Seemingly Unrelated Regression</i>
SVM				<i>Support Vector Machine</i>
SVR				<i>Support Vector Regression</i>







## Resumen

Los fuegos de copa suelen ser más rápidos e intensos que los de superficie y, por lo tanto, resultan muy peligrosos y difíciles de combatir. Aunque frecuentemente generan situaciones de alto riesgo para las zonas habitadas y graves impactos en la vegetación, el agua, el suelo y los hábitats de diferentes especies, también cumplen un importante papel ecológico. En Galicia, noroeste de España, los pinares son el tipo de cubierta forestal más propensa a sufrir fuegos de copa, lo que se refleja en que las plantaciones de alguna especie de pino son las de mayor superficie quemada en la región. Esto es favorecido por la extensa superficie ocupada por estas especies y las características estructurales de sus combustibles. La carga de combustible disponible ( $W_a$ ) del estrato de superficie, y la carga de combustible disponible ( $CFL$ ), la altura de la base ( $CBH$ ) y la densidad aparente ( $CBD$ ) del dosel arbóreo de copas, junto con la distancia vertical entre los estratos del combustible de superficie y del dosel arbóreo ( $FSG$ ), son las más importantes variables estructurales implicadas en los fuegos de copa. Hay, sin embargo, una notable falta de datos cuantitativos sobre estas variables, especialmente a escala de paisaje, y esa escasez afecta a la capacidad de predecir mejor numerosos procesos biofísicos ligados al fuego forestal y desarrollar más eficazmente las actividades relacionadas con su gestión. La medición directa de la mayoría de estas variables no es posible, o no es práctica, y por ello sus valores suelen estimarse indirectamente mediante el empleo de modelos predictivos. Para construir esos modelos la tecnología LiDAR (*Laser Imaging Detection and Ranging*) y las imágenes de satélite pueden resultar de gran utilidad, pero su uso para esta finalidad es todavía escaso en la región. Además, hay una falta de información sobre la capacidad de los sensores remotos para clasificar los tipos potenciales de fuego, en base a las variables del combustible obtenidas mediante aquellos.

Los gestores forestales tratan de limitar el inicio y la propagación de los incendios de copa en Galicia, a través de tratamientos que modifican las características estructurales del combustible de superficie y del dosel arbóreo, y dentro de ellos la clara es una práctica común para ese fin. Sin embargo, es frecuente en los gestores y propietarios forestales de la región asumir que la clara, por sí sola, es decir sin ser acompañada de ningún tratamiento del combustible de superficie, reduzca el potencial comportamiento del fuego y sus efectos. En otros casos la escasez de presupuesto les hace priorizar la clara sola, beneficiosa desde el punto de vista silvícola pero que puede serlo menos desde la perspectiva de prevención de incendios. Aunque estudios previos realizados en otras partes del mundo indican que la clara sola muestra baja eficacia en la reducción del riesgo de incendio, no existen estudios específicamente desarrollados testando ese resultado, con datos de campo, en el noroeste de España. Además, la duración de la eficacia del tratamiento de clara sola sobre el complejo de combustible es incierta y ese aspecto es de particular interés en Galicia. Las condiciones en el noroeste de España favorecen un rápido crecimiento de las masas forestales y la acumulación del combustible; sin embargo, ningún estudio previo ha evaluado la duración de la eficacia del tratamiento en esta región. Por otra parte, la investigación sobre el efecto de la clara a medio plazo, en la atenuación de la severidad del fuego en el área tratada, es generalmente muy escasa. Teniendo en cuenta lo anterior, los objetivos de esta investigación doctoral fueron: i) modelizar la distribución vertical de  $CFL$  a partir de métricas LiDAR y de variables de rodal medidas en pinares de Galicia (Artículos 1-2); ii) explorar la capacidad de las imágenes del satélite Sentinel-2A para obtener modelos de estimación de las características estructurales de los combustibles de superficie y del dosel, a nivel rodal, y su eficacia para clasificar adecuadamente el tipo de fuego potencialmente originado bajo diferentes escenarios (Artículo 3) y iii) evaluar en masas

de *P. pinaster* y *P. radiata* del noroeste de España: a) la propensión a potenciales fuegos de copas activos de masas aclaradas y sin aclarar en ambas especies, b) los efectos a medio plazo del tratamiento de clara, por sí sola, sobre el complejo de combustible, el comportamiento y la severidad potenciales de un fuego que afectara a estas masas, y c) la capacidad de los rodales quemados para proteger el suelo contra la erosión post-incendio (Artículo 4). Para ello, se usaron datos de campo procedentes de dos fuentes: a) las parcelas de pinar (*P. pinaster*, *P. radiata* y *P. sylvestris*) del Cuarto Inventario Forestal Nacional en Galicia (Artículos 1-2) y b) mediciones periódicas en una red de parcelas de ensayos de claras, instaladas en rodales de *P. pinaster* (22 sitios) y *P. radiata* (19 sitios) en el noroeste de España (Artículos 3-4).

Respecto al primer objetivo (Artículos 1-2), en un primer paso se determinó la distribución vertical de la biomasa fina de la copa (< 6 mm de diámetro), a nivel de árbol individual, para después obtener, por agregación, el perfil vertical de *CFL* en cada parcela, caracterizado mediante la función de densidad de probabilidad de Weibull. En un segundo paso, se ajustaron simultáneamente dos sistemas diferentes de modelos para estimar las variables del dosel de copas que definen la distribución vertical de *CFL*, uno basado en métricas LiDAR y otro en variables de rodal. Los perfiles estimados de *CFL*, a partir de las métricas LiDAR explicaron el 52%, el 49% y el 41% de la variabilidad observada para *P. pinaster*, *P. radiata* y *P. sylvestris*, respectivamente; mientras que los perfiles basados en variables de rodal explicaron el 84%, 86% y 89% para estas mismas tres especies, en el mismo orden. Las variables del combustible del sistema de ecuaciones propuesto pueden ser usadas, entre otras utilidades, como inputs de modelos físicos de comportamiento del fuego que demandan información detallada del combustible y también para evaluar la efectividad de diferentes alternativas de gestión del combustible para reducir el riesgo de fuego de copa en pinares.

Relativo al segundo objetivo (Artículo 3), y de acuerdo con los estadísticos de bondad del ajuste, el modelo no paramétrico RF (*Random Forest*), obtenido a partir de bandas espectrales e índices de vegetación procedentes del satélite Sentinel-2A, proporcionó estimaciones más precisas que las suministradas por el método MARS (*Multivariate Adaptive Regression Splines*), explicando más del 12%, 37%, 47% y 31% de la variabilidad observada en la carga total del combustible de superficie (*SFL*), *FSG*, *CBH* y *CBD*, respectivamente, a nivel rodal. Para evaluar el funcionamiento de estos modelos, se utilizaron por separado los valores observados y estimados de las cuatro variables del combustible para predecir el tipo de fuego potencial (superficie, copas pasivo o copas activo) para cada parcela de estudio, considerando tres condiciones de quema diferentes (baja, moderada, y extrema). Los resultados de la matriz de confusión indicaron que el 79.8% de los fuegos de superficie y el 93.1% de los fuegos de copas activos fueron clasificados correctamente; mientras tanto, la tasa más alta de clasificación errónea se observó para los fuegos de copas pasivos, que, no obstante, mostraron el 75.6% de las muestras correctamente clasificadas. Los resultados revelan que la combinación de imágenes de media resolución y las técnicas de “*machine learning*”, como RF, pueden añadir información valiosa sobre las características del combustible de superficie y del dosel arbolado a gran escala, pudiendo también ser de utilidad para estimar el tipo potencial de incendio forestal que tendrá lugar bajo diferentes escenarios.

En cuanto al tercer objetivo (Artículo 4), los resultados indicaron que las masas de *P. pinaster* fueron más propensas a sufrir potenciales fuegos de copas activos que las de *P. radiata*, independientemente del tratamiento selvícola. Por otra parte, las masas sin aclarar de ambas especies de pino mostraron más facilidad para generar fuegos de copas activos que las tratadas

con clara fuerte. Además, la clara fuerte por si sola tuvo consecuencias duraderas en la estructura del dosel arbóreo de *P. pinaster* y *P. radiata* porque seis años después de realizarla, *CFL* y *CBD* eran todavía significativamente menores en las masas tratadas. Por su parte, las cargas total y fina del combustible de superficie resultaron significativamente mayores en las parcelas de clara para ambas especies que en las no tratadas. Ese aumento fue más evidente en los restos gruesos de 100h y 1000h, aunque las cantidades inventariadas no sugieren un incremento sustancial de la severidad potencial del fuego en el suelo. En el proceso de simulación llevado a cabo se consideraron diferentes escenarios de peligro de incendio, mediante combinaciones de la velocidad de viento exterior a 10 m y de humedad del combustible fino muerto de superficie hasta alcanzar sus percentiles extremos del área de estudio. Los resultados mostraron que la clara por si sola podría reducir significativamente el riesgo de fuego de copas activo y su velocidad de propagación para ambas especies, a medio plazo, mientras que la probabilidad de producirse un fuego de copas pasivo aumentaba, debido principalmente al incremento de los combustibles de superficie. La severidad potencial de un incendio afectando a las masas tratadas, en términos de altura de copa soflamada, volumen de copa soflamada y probabilidad de mortalidad del arbolado, apenas empeoró con la clara. Además, la protección del suelo contra la erosión post-incendio, expresada por la cobertura de suelo debida a la acícula soflamada caída, mejoró muy ligeramente cuando se realizó una clara previa. Los resultados del estudio revelan que, a medio plazo, es poco probable que la clara, sin intervención en los combustibles de superficie, pueda tener una marcada influencia en la reducción de la severidad de un incendio posterior en las masas de las especies citadas, para las condiciones del noroeste de España. Estos resultados obtenidos presentan aplicabilidad a la gestión del peligro de incendios en los referidos pinares.

**Palabras clave:** carga de combustible disponible del dosel, altura de la base del dosel, densidad aparente del dosel, LiDAR, Sentinel-2A, fuego de copas, carga de combustible disponible de superficie, función de densidad de Weibull, eficacia del tratamiento de combustible, velocidad de propagación del fuego, intensidad lineal del fuego, severidad del fuego, mortalidad del arbolado, copa soflamada, pino marítimo, pino radiata, pino silvestre

## Abstract

Crown fires usually spread faster and are more intense than surface fires and they are therefore very dangerous and difficult to suppress. Although they frequently lead to serious threats to human communities and have severe impacts on vegetation, water, soil and habitats of the different species, they also play an important ecological role. In the region of Galicia (NW Spain), pine trees are the forest cover type most prone to being burned by crown fires, as reflected by the fact that plantations of some pine species cover the largest burned area in the region. This is favoured by the large area occupied by these species and the fuel structural characteristics. The available surface fuel load ( $W_a$ ), available canopy fuel load (*CFL*), canopy base height (*CBH*), canopy bulk density (*CBD*) and fuel strata gap (*FSG*) are the most important structural variables involved in crown fire. However, there is a lack of quantitative data on these variables, especially at landscape scale, and this scarcity hampers the prediction of numerous biophysical processes associated with forest fire and the development of more effective management actions. The direct measurement of most of these variables at landscape scale is either not possible or not practical, and the values are therefore usually estimated indirectly using predictive models. The use of data derived from airborne laser scanning (ALS) or satellite images can be very useful for this purpose; however, such data is scarce in the study area. In

addition, there is a lack of information about the ability of remote sensors to classify potential fire types based on the fuel variables measured by these sensors.

Forest managers try to prevent the onset and spread of crown fires in pine stands in NW Spain by using fuel treatments that reduce the quantity and connectivity of structural variables that are critically important for fire behaviour. Among such treatments, thinning is commonly carried out for this purpose. However, forest managers in the area frequently assume that thin-only treatment (i.e. with no additional surface fuel treatment) adequately limits potential fire behaviour and effects. In other cases, budget restrictions lead managers to prioritise thin-only, which is beneficial from a silvicultural point of view, but may be less so from the perspective of fire prevention. Although previous studies conducted in other parts of the world have reported that thin-only is not a very effective treatment for reducing fire hazard, no studies have specifically tested these findings with field data in NW Spain. Moreover, the duration of the efficacy of the thin-only treatment for fire hazard reduction, which is of particular relevance in a region such as NW Spain, is uncertain. The conditions in NW Spain favour rapid forest growth and accumulation of fuel; however, no previous studies have evaluated the duration of treatment efficacy in this region. In addition, information linking the mid-term effect of thinning to attenuation of the severity of fire in the treated area is generally very scarce.

The aims of this doctoral research were therefore as follows: i) to model the *CFL* vertical distribution from data sets retrieved by ALS and stand variables calculated from field measurements in pine stands in NW Spain (Articles 1-2); ii) to explore the capacity of Sentinel-2A satellite data for producing models to estimate the structural characteristics of surface and canopy fuels, at pine stand level, and to assess the ability of these model to correctly classify the fire type potentially generated under different scenarios in NW Spain (Article 3); and iii) to evaluate in *P. pinaster* and *P. radiata* stands of NW Spain: a) the propensity to potential active crown fires of treated and untreated stands for both species, b) the mid-term effects of a thin-only treatment on fuel complex, potential fire behaviour and severity of a fire affecting these stands and c) the burned stands capacity to protect the soil against post-fire soil erosion (Article 4). Field data from two sources were used for this purpose: a) pine plots (*P. pinaster*, *P. radiata* and *P. sylvestris*) used in the Fourth National Forest Inventory in Galicia (Articles 1-2); and b) periodic measurements made in a network of thinning trial plots, established in *P. pinaster* (22 sites) and *P. radiata* (19 sites) stands in NW Spain (Articles 3-4).

Regarding the first objective (Articles 1-2), in a first step the vertical distribution of fine crown biomass (< 6 mm in diameter) was determined at individual tree level, and the *CFL* vertical profile in each plot was obtained by aggregation and characterised by the Weibull probability density function. In the second step, two different model systems were fitted simultaneously to estimate the canopy variables that define the *CFL* vertical distributions: i) one based on ALS data and ii) the other based on field-measured stand variables. *CFL* profiles estimated from ALS data explained 52%, 49% and 41% of the observed variability for *P. pinaster*, *P. radiata* and *P. sylvestris* respectively, while profiles based on stand variables explained 84%, 86% and 89% of the observed variability for the same three species respectively. Fuel variables in the proposed system of equations can be used as inputs for physical models of fire behaviour that require detailed information on the fuel, as well as to evaluate the effectiveness of different fuel management options for reducing the risk of crown fires in pine stands.



Concerning the second objective (Article 3), and according to goodness-of-fit statistics, the non-parametric Random Forest (RF) model, obtained from spectral bands and vegetation indices derived from the Sentinel-2A satellite, provided more accurate estimates than those produced by the Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS) model, explaining more than 12%, 37%, 47% and 31% of the observed variability in respectively the surface fuel load (*SFL*), *FSG*, *CBH* and *CBD* at stand level. To evaluate the performance of these models, the observed and estimated values of the four fuel variables were used separately to predict the potential fire type (surface, passive crown or active crown) for each study plot, considering three different burn conditions (low, moderate and extreme). Confusion matrix results indicated that 79.8% of the surface fires and 93.1% of the active crown fires were correctly classified; by contrast, the highest rate of misclassification was observed for the passive crown fires, which, however, correctly classified 75.6% of the samples. The results highlight that the combination of medium resolution images and machine learning techniques, such as RF, can provide valuable information about the characteristics of surface and canopy fuel at a large scale and may also be useful for estimating the type of fire that will potential occur under different scenarios.

Finally, regarding the third objective (Article 4), the results indicated that *P. pinaster* stands were more prone to potential active crown fires than *P. radiata* stands, regardless of the silvicultural treatment applied. Also, unthinned stands of both pine species showed more ease to generate active crown fires than treated stands with heavy thinning. Moreover, the heavy thin-only treatment had lasting consequences on the canopy structure of *P. pinaster* and *P. radiata* six years after it was carried out, while *CFL* and *CBD* were still significantly lower in the treated stands. The total and fine surface fuel loads remained significantly higher in the thinned plots of both species than in the untreated plots. This increase was most evident in the 100h and 1000h coarse debris, although the quantities inventoried do not suggest a substantial rise in the potential soil burn severity. In the simulation process, different fire danger scenarios were considered by combining different 10-m open wind speed and dead fine surface fuel moisture contents (until reaching the extreme percentiles for the study region). The results showed that thin-only treatment could significantly reduce the active crown fire risk and its rate of spread for both species, in the mid-term, while the probability of passive crown fire increased, mainly due to the increase in surface fuel. Potential fire severity, in terms of scorched crown height, scorched crown volume and tree mortality, was only slightly worsened by thinning. In addition, soil protection against erosion, in terms of soil coverage by fallen scorched needles, was slightly improved by prior thinning. The study findings reveal that, in the mid-term, thin-only treatment, without any intervention in surface fuels, is unlikely to greatly reduce the severity of a subsequent fire in the stands of the species studied under the conditions in NW Spain. The findings are applicable to fire danger management in the type of pine forests considered.

**Keywords:** canopy fuel load, canopy base height, canopy bulk density, LiDAR, Sentinel-2A, crown fire, surface fuel load, Weibull density function, fuel treatment efficiency, fire rate of spread, fireline intensity, fire severity, tree mortality, scorched crown, maritime pine, radiata pine, Scots pine.

## Resumo

Os lumes de copa adoitan ser máis rápidos e intensos que os de superficie e, polo tanto, resultan moi perigosos e difíciles de combater. Aínda que frecuentemente xeran situacións de alto risco para as zoas habitadas e graves impactos na vexetación, o auga, o solo e os hábitats de diferentes especies, tamén cumpren un importante papel ecolóxico. En Galicia, noroeste de España, os piñeirais son o tipo de cuberta forestal máis propensa a sufrir lumes de copa, o que se reflicte en que as plantacións dalgunha especie de piñeiro son as de maior superficie queimada na rexión. Isto é favorecido pola extensa superficie ocupada por estas especies e as características estruturais dos seus combustibles. A carga de combustible dispoñible ( $W_a$ ) do estrato de superficie, e a carga de combustible dispoñible ( $CFL$ ), a altura da base ( $CBH$ ) e a densidade aparente ( $CBD$ ) do dosel arbóreo de copas, xunto coa distancia vertical entre os estratos do combustible de superficie e do dosel arbóreo ( $FSG$ ), son as máis importantes variables estruturais implicadas nos lumes de copa. Hai, con todo, unha notable falta de datos cuantitativos sobre estas variables, especialmente a escala de paisaxe, e esa escaseza afecta á capacidade de predicir mellor numerosos procesos biofísicos ligados ao lume forestal e desenrolar máis eficazmente as actividades relacionadas coa súa xestión. A medición directa da maioría destas variables non é posíbel, ou non é práctica, e por iso os seus valores adoitan estimarse indirectamente mediante o emprego de modelos predictivos. Para construír eses modelos a tecnoloxía LiDAR (*Laser Imaging Detection and Ranging*) e as imaxes de satélite poden resultar de gran utilidade, pero o seu uso para esta finalidade é aínda escaso na rexión. Ademais, hai unha falta de información sobre a capacidade dos sensores remotos para clasificar os tipos potenciais de lume, en base ás variables do combustible obtidas mediante aqueles.

Os xestores forestais tratan de limitar o inicio e a propagación dos incendios de copa en Galicia, a través de tratamentos que modifican as características estruturais do combustible de superficie e do dosel arbóreo, e dentro deles a clara é unha práctica común para ese fin. Con todo, é frecuente nos xestores e propietarios forestais da rexión asumir que a clara, por si soa, é dicir sen ser acompañada de ningún tratamento do combustible de superficie, reduza o potencial comportamento do lume e os seus efectos. Noutros casos a escaseza de orzamento failles priorizar a clara soa, beneficiosa dende o punto de vista silvícola pero que pode selo menos dende a perspectiva de prevención de incendios. Aínda que estudos previos realizados noutras partes do mundo indican que a clara soa mostra baixa eficacia na redución do risco de incendio, non existen estudos especificamente desenvolvidos testando ese resultado, con datos de campo, no noroeste de España. Ademais, a duración da eficacia do tratamento de clara soa sobre o complexo de combustible é incerta e ese aspecto é de particular interese en Galicia. As condicións no noroeste de España favorecen un rápido crecemento das masas forestais e a acumulación do combustible; con todo, ningún estudo previo avaliou a duración da eficacia do tratamento nesta rexión. Por outra banda, a investigación sobre o efecto da clara a medio prazo, na atenuación da severidade do lume na área tratada, é xeralmente moi escasa.

Tendo en conta o anterior, os obxectivos desta investigación doutoral foron: i) modelizar a distribución vertical de  $CFL$  a partir de métricas LiDAR e de variables de rodal medidas en piñeirais de Galicia (Artigos 1-2); ii) explorar a capacidade das imaxes do satélite Sentinel-2A para obter modelos de estimación das características estruturais dos combustibles de superficie e do dosel, a nivel rodal, e a súa eficacia para clasificar adecuadamente o tipo de lume potencialmente orixinado baixo diferentes escenarios (Artigo 3) e iii) avaliar en masas de *P. pinaster* e *P. radiata* do noroeste de España: a) a propensión a potenciais lumes de copas activos de masas aclaradas e sen aclarar en ambas especies, b) os efectos a medio prazo do tratamento

de clara, por si soa, sobre o complexo de combustible, o comportamento e a severidade potenciais dun lume que afectase a estas masas, e c) a capacidade dos rodais queimados para protexer o solo contra a erosión post-incendio (Artigo 4). Para iso, usáronse datos de campo procedentes de dúas fontes: a) as parcelas de piñeiral (*P. pinaster*, *P. radiata* e *P. sylvestris*) do Cuarto Inventario Forestal Nacional en Galicia (Artigos 1-2) e b) medicións periódicas nunha rede de parcelas de ensaios de claras, instaladas en rodais de *P. pinaster* (22 sitios) e *P. radiata* (19 sitios) no noroeste de España (Artigos 3-4).

Respecto ao primeiro obxectivo (Artigos 1-2), nun primeiro paso, determinouse a distribución vertical da biomasa fina da copa (< 6 mm de diámetro), a nivel de árbore individual, para despois obter, por agregación, o perfil vertical de *CFL* en cada parcela, caracterizado mediante a función de densidade de probabilidade de Weibull. Nun segundo paso, axustáronse simultaneamente dous sistemas diferentes de modelos para estimar as variables do dosel de copas que definen a distribución vertical de *CFL*, un baseado en métricas LiDAR e outro en variables de rodal. Os perfís estimados de *CFL*, a partir das métricas LiDAR explicaron o 52%, o 49% e o 41% da variabilidade observada para *P. pinaster*, *P. radiata* e *P. sylvestris*, respectivamente; mentres que os perfís baseados en variables de rodal explicaron o 84%, 86% e 89% para estas mesmas tres especies, no mesmo orde. As variables do combustible do sistema de ecuacións proposto poden ser usadas, entre outras utilidades, como inputs de modelos físicos de comportamento do lume que demandan información detallada do combustible e tamén para avaliar a efectividade de diferentes alternativas de xestión do combustible para reducir o risco de lume de copa en piñeirais.

Relativo ao segundo obxectivo (Artigo 3), e de acordo cos estatísticos de bondade do axuste, o modelo non paramétrico RF (*Random Forest*), obtido a partir de bandas espectrais e índices de vexetación procedentes do satélite Sentinel-2A, proporcionou estimacións máis precisas que as fornecidas polo método MARS (*Multivariate Adaptive Regression Splines*), explicando máis do 12%, 37%, 47% e 31% da variabilidade observada na carga total do combustible de superficie (*SFL*), *FSG*, *CBH* e *CBD*, respectivamente, a nivel rodal. Para avaliar o funcionamento destes modelos, utilizáronse por separado os valores observados e estimados das catro variables do combustible para predicir o tipo de lume potencial (superficie, copas pasivo ou copas activo) para cada parcela de estudo, considerando tres condicións de queima diferentes (baixa, moderada, e extrema). Os resultados da matriz de confusión indicaron que o 79.8% dos lumes de superficie e o 93.1% dos lumes de copas activos foron clasificados correctamente; mentres tanto, a taxa máis alta de clasificación errónea observouse para os lumes de copas pasivos, que con todo, mostraron o 75.6% das mostras correctamente clasificadas. Os resultados revelan que a combinación de imaxes de media resolución e as técnicas de “*machine learning*”, como RF, poden engadir información valiosa sobre as características do combustible de superficie e do dosel arbóreo a gran escala, podendo tamén ser de utilidade para estimar o tipo potencial de incendio forestal que terá lugar baixo diferentes escenarios.

En canto ao terceiro obxectivo (Artigo 4), os resultados indicaron que as masas de *P. pinaster* foron máis propensas a sufrir potenciais lumes de copas activos que as de *P. radiata*, independentemente do tratamento selvícola. Por outra banda, as masas sen aclarar de ambas as especies de piñeiro mostraron máis facilidade para xerar lumes de copas activos que as tratadas con clara forte. Ademais, a clara forte por si soa, tivo consecuencias duradeiras na estrutura do dosel arbóreo de *P. pinaster* e *P. radiata* porque seis anos despois de realizala, *CFL* e *CBD* eran aínda significativamente menores nas masas tratadas. Pola súa banda, as cargas total e fina do

combustible de superficie resultaron significativamente maiores nas parcelas de clara para ambas as especies que nas non tratadas. Ese aumento foi máis evidente nos restos grosos de 100 h e 1000 h, aínda que as cantidades inventariadas non suxiren un incremento substancial da severidade potencial do lume no solo. No proceso de simulación levado a cabo consideráronse diferentes escenarios de perigo de incendio, mediante combinacións da velocidade de vento exterior a 10 m e de humidade do combustible fino morto de superficie ata alcanzar os seus percentís extremos da área de estudo. Os resultados mostraron que a clara por si soa podería reducir significativamente o risco de lume de copas activo e a súa velocidade de propagación para ambas as especies, a medio prazo, mentres que a probabilidade de producirse un lume de copas pasivo aumentaba, debido principalmente ao incremento dos combustibles de superficie. A severidade potencial dun incendio afectando as masas tratadas, en termos de altura de copa soflamada, volume de copa soflamada e probabilidade da mortalidade do arborado, apenas empeorou coa clara. Ademais, a protección do solo contra a erosión post-incendio, expresada pola cobertura de solo debida á acícula soflamada caída, mellorou moi lixeiramente cando se realizou unha clara previa. Os resultados do estudo revelan que, a medio prazo, é pouco probable que a clara, sen intervención nos combustibles de superficie, poida ter unha marcada influencia na redución da severidade dun incendio posterior nas masas das especies citadas, para as condicións do noroeste de España. Estes resultados obtidos presentan aplicabilidade á xestión do perigo de incendios nos referidos piñeirais.

**Palabras clave:** carga de combustible dispoñible do dosel, altura da base do dosel, densidade aparente do dosel, LiDAR, Sentinel-2A, lume de copas, carga de combustible dispoñible da superficie, función de densidade de Weibull, eficacia do tratamento de combustible, velocidade de propagación do lume, intensidade lineal do lume, severidade do lume, mortalidade do arborado, copa soflamada, *piñeiro marítimo*, *piñeiro radiata*, *piñeiro silvestre*.



# 1. Introducción

---





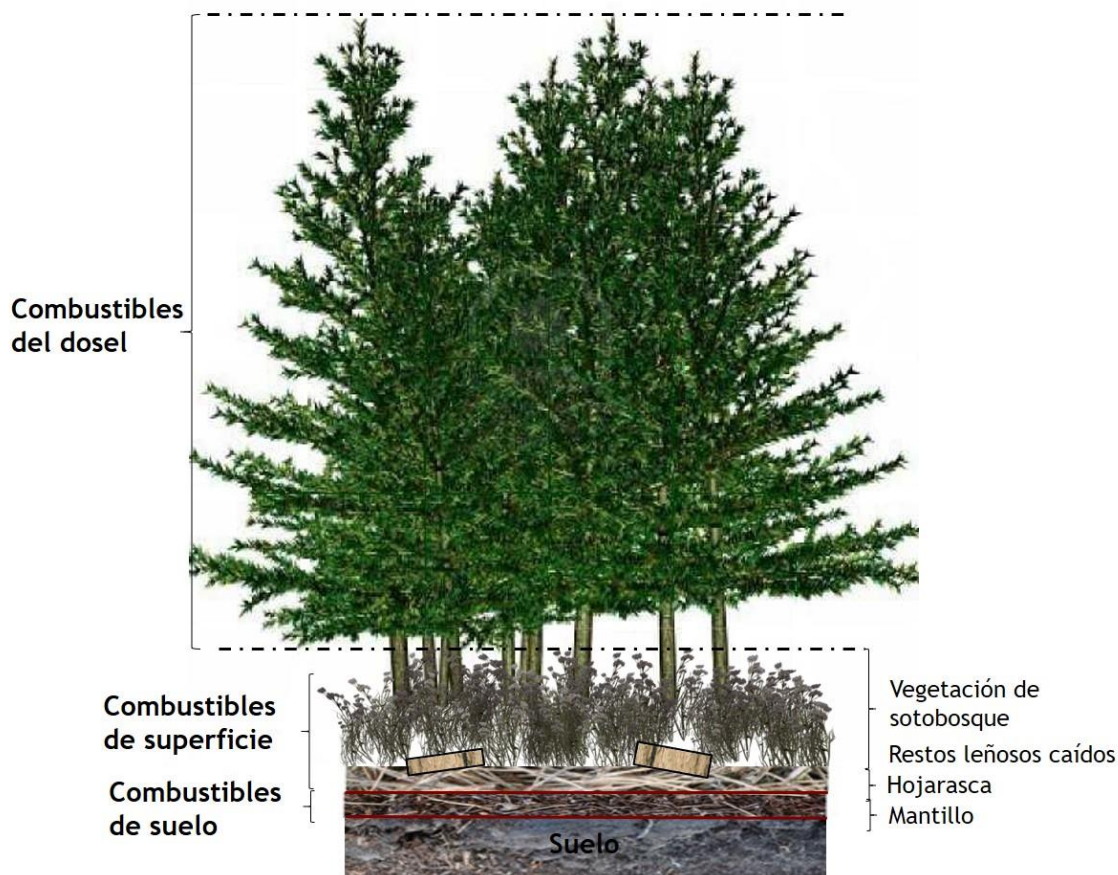
# 1 INTRODUCCIÓN

## 1.1 FUEGO Y COMBUSTIBLES FORESTALES: TÉRMINOS BÁSICOS

Desde el punto de vista físico, el *fuego* es un proceso caracterizado por la emisión de calor y luz en forma de llama que se origina cuando una fuente de combustible disponible coincide con un evento de ignición, ya sea esta antropogénica o natural. Cuando este afecta a bosques arbolados o matorrales con una superficie superior a una ha se denomina *fuego forestal* (Colin et al., 2001). Por otro lado, es habitual utilizar el término *comportamiento del fuego* para referirse a la forma en que el combustible se enciende, se desarrolla la llama y se propaga el fuego (Brown y Davis, 1973; Chandler et al., 1983; Albini, 1984; Merrill y Alexander, 1987; Pyne y Andrews, 1996). Este comportamiento está influenciado por la forma en que interactúan los *combustibles forestales* del suelo, superficie y del dosel con la meteorología y la topografía.

Los *combustibles forestales* forman un conjunto heterogéneo de partículas de origen vegetal, con tamaño, composición y disposición heterogénea constituyendo así un verdadero *complejo de combustible* (Keane et al., 2015) (Figura 1.1). El arbolado va acumulando en la superficie del suelo hojarasca y restos leñosos caídos, proceso que se ve favorecido por factores como el viento, la poda natural o los tratamientos selvícolas y que representa un equilibrio parcial entre los aportes y la descomposición de los restos en la cubierta orgánica del suelo. Además, bajo el arbolado se desarrolla la vegetación del sotobosque, que incluye especies leñosas, gramíneas y otras herbáceas y cuya abundancia varía en función de las condiciones ecológicas del sitio, su historial de perturbaciones y de factores como la densidad del arbolado, los tratamientos selvícolas llevados a cabo y su frecuencia y las posibles aplicaciones de tratamientos preventivos de reducción de combustibles. Estos tres elementos mencionados constituyen los denominados *combustibles de superficie* (Figura 1.1) que, por definición, son aquellos cuya biomasa alcanza como máximo los 2 m de altura desde la superficie del mantillo (Lutes et al., 2009; Keane, 2013). La cubierta orgánica del suelo, cubre la superficie del suelo mineral, formando un estrato, generalmente continuo, en las masas forestales, en donde es posible distinguir tres capas (Ottmar y Andreu, 2007): la hojarasca (capa L u horizonte Oi), el mantillo superior (capa F, de fermentación, horizonte Oe, donde la hojarasca ha sido parcialmente meteorizada pero aún conserva su estructura) y el mantillo inferior (capa H, capa de *humus*, horizonte Oa, constituido por los restos vegetales con un alto grado de descomposición, en la que ya no es posible distinguir claramente su origen). Los restos leñosos caídos, generalmente no forman una capa continua y se encuentran en parte depositados sobre la hojarasca, en parte integrados en la capa F y sus detritos irreconocibles incorporados en el mantillo inferior. La parte reconocible de estos restos se desglosa, generalmente, en los estudios sobre combustibles en clases de tamaño según su diámetro o grosor, en consonancia con los tiempos de retardo contemplados en la modelización del comportamiento del fuego (Fosberg, 1970; Burgan y Rothermel, 1984). Según lo anterior, se distinguen tres categorías de combustibles: finos (1h, < 6 mm de diámetro), medianos (10h, 6 – 25 mm de diámetro), gruesos (100h, 25 - 75 mm de diámetro) y muy gruesos (1000h > 75 mm de diámetro). El mantillo, constituido por las capas F y H y sus restos descompuestos, al estar debajo la superficie de la hojarasca forma parte de los *combustibles de suelo orgánico* (Figura 1.1).

El término *dosel arbóreo* se emplea indistintamente para referirse tanto a todo el espacio del bosque por encima del suelo como al espacio ocupado solo por las copas de los árboles (Bongers, 2001). Esta última definición se emplea con más frecuencia en la terminología forestal (Mercker, 2017), y será la utilizada en el presente estudio y por lo tanto dosel hará referencia siempre a dosel arbóreo (Figura 1.1). También resulta conveniente aclarar que el término copa (*crown*), se usará para describir los combustibles aéreos a nivel de árbol y dosel arbóreo (*canopy*), a nivel rodal, al igual que Cruz et al. (2003). Los principales componentes de *combustibles del dosel arbóreo*, según su disponibilidad para arder (Graham et al., 2004), son las acículas y las ramillas finas (diámetro < 6 mm) y en ocasiones también parte de las ramas (diámetro 6-25 mm).



**Figura 1.1. Elementos habituales del complejo de combustibles en masas arboladas formado por tres capas (suelo, superficie y dosel).** Cada capa está compuesta por diferentes tipos de combustible como la vegetación del sotobosque, restos leñosos caídos, hojarasca y mantillo. Fuente: Elaboración propia con silueta de vegetación del sotobosque descargada de: <https://www.pngegg.com/es/png-pkuwj>

Por otro lado, atendiendo al estrato de combustible que se ve involucrado en la propagación del fuego pueden distinguirse tres *tipos de fuego forestal* (Brown y Davies, 1973; Chandler et al., 1983; Pyne y Andrews, 1996): i) el *fuego subterráneo* implica una combustión de rescoldo o latente de la materia orgánica descompuesta bajo la hojarasca fresca y que ocurre especialmente de los suelos orgánicos o turbosos (Reardon et al., 2019). A pesar de propagarse muy lentamente, resultan muy difíciles de apagar y pueden originar daños y mortalidad en el arbolado, así como una alteración muy duradera en las propiedades del suelo (Frandsen, 1987; DeBano et al., 1998; Ryan y Frandsen 1991; Miyanishi y Johnson 2002; Hille y Stephens, 2005; Varner et al., 2007, 2009; Hood, 2010); ii) el *fuego de superficie*, que se propaga por la hojarasca, los restos leñosos caídos o la vegetación del sotobosque (Heward et al., 2019) y iii)

el *fuego de copas* o *de dosel arbóreo* que asciende desde los combustibles de superficie hasta el dosel arbóreo, pudiéndose propagar a través de este último estrato (Xanthopoulos y Athanasiou, 2019). Los fuegos de superficie son los más comunes ya que estos combustibles están habitualmente más disponibles para la combustión. Por el contrario, los fuegos de copa son menos comunes que los de superficie, pero sus intensidades extremas e impactos ecológicos hacen que sean de especial importancia (Alexander y Cruz, 2011, 2016). A su vez se pueden diferenciar tres tipos de fuegos de copas : a) el *fuego pasivo* o *entorchamiento* que ocurre cuando la copa de un árbol entero o el dosel de un pequeño grupo de árboles se incendia puntualmente desde la base al extremo superior de la copa en pocos segundos (Xanthopoulos y Athanasiou, 2019); b) el *fuego activo* que tiene lugar cuando las fases del fuego de superficie y copa se desplazan de forma simultánea formando un frente común de llama, desde el combustible de superficie hasta el dosel arbóreo (Van Wagner, 1977) y c) el *fuego independiente* que es el que avanza solo por el dosel arbóreo, y no requiere ninguna energía del fuego de superficie para sostener la combustión o el movimiento.

Por último, el término *severidad del fuego* puede definirse, en sentido amplio, como el grado de cambio medioambiental causado por el fuego (Keeley, 2009). Este implica los impactos o nivel de daño de un incendio a diferentes componentes del ecosistema, tales como el arbolado, vegetación de sotobosque o suelo de un ecosistema (Keeley, 2008). En los bosques, la severidad de los incendios frecuentemente se expresa en términos de mortalidad del arbolado, pérdida del dosel arbóreo, soflamados de copa o chamuscados de tronco.

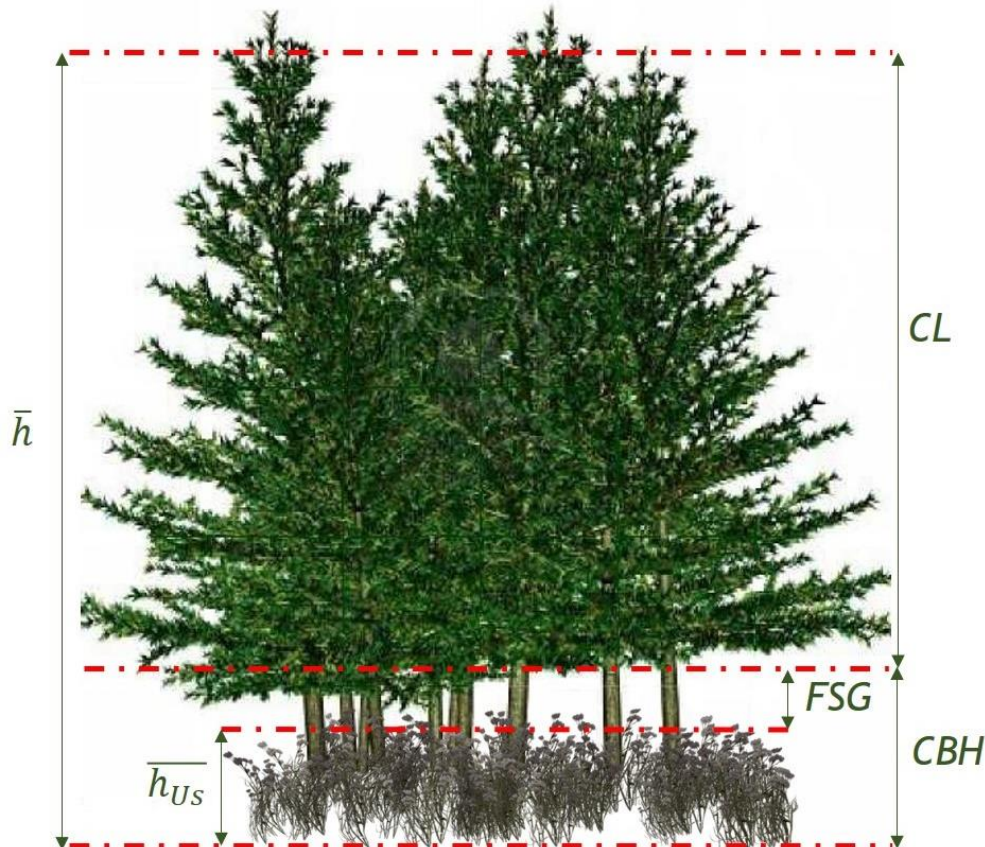
La *severidad del fuego en el arbolado* refleja el nivel de impacto sufrido por aquel como consecuencia del fuego. El nivel de mortalidad post-incendio del arbolado es un indicador que se utiliza con frecuencia (Whittier y Gray, 2016). Se considera que los síntomas de daño en la copa expresan razonablemente bien el nivel de severidad ya que generalmente el grado de afectación de la copa es un buen predictor de la mortalidad post-fuego del arbolado (Peterson y Ryan, 1986; Ryan y Reinhardt, 1988; Ryan y Amman, 1996; Stephens y Finney, 2002; Kobziar et al., 2006; Hood et al., 2010; Vega et al., 2011; Hood y Lutes, 2017). Existe una amplia variedad de clasificaciones visuales de daño (e.g Peterson, 1985; Chafer et al., 2004; Lutes et al., 2006; Key y Benson, 2006; Vega et al., 2008; Thompson y Spies, 2009). Vega et al. (2013) consideró tres niveles, ordenados de mayor a menor daño: i) consunción total de las acículas y ramillas del dosel arbóreo, debido al fuego de copas, implicando una mortalidad del arbolado del 100%, ii) soflamado parcial o total de la copa, con desecación y muerte de las hojas, provocado por fuegos de superficie de cierta intensidad, generalmente dando lugar en las coníferas a la mortalidad parcial del arbolado, y iii) dosel arbóreo intacto, en donde la intensidad del fuego de superficie no fue suficiente para soflamarlo, no existiendo mortalidad inmediata en el arbolado.

## 1.2 ESTIMACIÓN DE LAS VARIABLES DEL COMBUSTIBLE FORESTAL A PARTIR DE MEDICIONES DE CAMPO

Los gestores forestales tratan de prevenir el inicio y propagación de los incendios a través de la ordenación del combustible. Uno de los principales objetivos de la gestión forestal en pinares es la reducción del riesgo de fuego de copas. Tanto el proceso de iniciación de un fuego de copas, a partir de un fuego de superficie, como su posterior avance a través del dosel arbóreo, están determinados en gran medida por un conjunto de variables estructurales de ambas capas del complejo de combustible (Van Wagner, 1977; Cruz et al., 2004; 2005; 2006a; 2008;



Alexander et al., 2006; Alexander y Cruz, 2011; 2012b; 2016). Algunas de ellas, las relacionadas con la altura, se representan en la Figura 1.2. En las líneas siguientes se definen estas variables y se describen las metodologías seguidas habitualmente para su estimación.



**Figura 1.2.** Variables estructurales del combustible de superficie y del dosel arbóreo relacionadas con la altura.  $\bar{h}_{Us}$  = altura media de la vegetación del sotobosque,  $\bar{h}$  = altura media del rodal,  $FSG$  = distancia vertical entre los estratos del combustible de superficie y del dosel,  $CBH$  = altura de la base del dosel y  $CL$  = longitud del dosel. Fuente: Elaboración propia con silueta de vegetación del sotobosque descargada de: <https://www.pngegg.com/es/png-pkuwj>

### 1.2.1 Combustible de superficie

La carga del combustible de superficie (biomasa vegetal por unidad de área) es considerada la variable de combustible más importante a la hora de predecir la propagación del fuego, y a su vez modelar su intensidad y severidad (Keane, 2013; 2015). Dentro de ésta es crítico determinar concretamente la carga de combustible que se consume en el fuego, y para ello se hace necesario conocer previamente las cargas de los diferentes elementos que conforman los combustibles de superficie.

#### *Carga de combustible disponible ( $W_a$ )*

La carga de combustible disponible ( $W_a$ ) se define como la biomasa del combustible de superficie que se consume durante la fase de llamas por unidad de área. Aunque a grandes rasgos la estructura del combustible y las condiciones ambientales son los principales factores que gobiernan la cantidad de combustible consumida en la fase de llama de la combustión, su determinación es compleja y llena de incertidumbre (Cruz et al., 2006b; Cruz y Alexander,

2017), no resultando inmediata. Más aun, no existe, a fecha de hoy, un método de estimar con precisión esa cantidad (Rothermel, 1994; Cruz et al., 2006b)

Los problemas en la determinación de  $W_a$  no están resueltos y condicionan en gran medida el cálculo de la intensidad lineal del fuego (Burrows, 1988, 1989; Finney y Martin, 1993; Alexander y Cruz, 2012a). Algunos autores (e.g. Jiménez et al., 2016; Arellano et al., 2017a) consideran solamente la carga fina de la vegetación del sotobosque ( $< 6$  mm), más la de los restos leñosos de ese mismo diámetro, así como de la hojarasca (capa L) como combustible disponible. Otros (e.g. Van Wagner, 1968; Burrows, 2001; Cruz et al., 2004; 2006b; Cruz y Fernandes, 2008; Fernandes et al., 2009; Cruz y Alexander, 2017) asumen que se consumen porcentajes de restos leñosos caídos medianos (6 – 25 mm) y de mantillo superior (capa F) variables según su humedad, además de la totalidad de los combustibles finos. Por ejemplo, Mitsopoulos y Dimitrakopoulos (2007) usaron, en sus simulaciones de comportamiento del fuego, porcentajes de consunción de la carga de combustible de superficie variables según las condiciones meteorológicas y la humedad del combustible fino muerto, aproximación que fue seguida por Fernández-Alonso et al. (2013). También Arellano-Pérez et al. (2019, Artículo 3) modularon  $W_a$  en función de los niveles de humedad.

#### *Modelos de estimación de cargas de combustible de superficie*

Las cargas de vegetación leñosa y herbácea, de hojarasca y de mantillo se pueden obtener por métodos directos, es decir, mediante inventarios destructivos (Brown et al., 1982; Catchpole y Wheeler, 1992). También por métodos indirectos, mediante el uso de foto-guías o de modelos de combustible (Cruz et al., 2011; Arellano, 2017a), o bien de ecuaciones de estimación, en función de dimensiones físicas de esos combustibles, de más fácil medición.

La gran mayoría de ecuaciones existentes para estimar la carga de vegetación bajo arbolado tienen en cuenta solamente variables biométricas. Para obtener estos modelos se siguen básicamente dos aproximaciones de muestreo: a nivel de planta individual y a nivel de comunidad de matorral. Ejemplos de la primera aproximación son los trabajos de Sah et al. (2004), Dickinson et al. (2010), Ruiz-Peinado et al. (2013), Duguy et al. (2015), Verschuyt et al. (2018) o De Cáceres et al. (2019). En ellos, las variables independientes son generalmente los valores medios de la altura y el diámetro basal de la planta, así como la suma de las áreas de las secciones basales de los tallos o también el área de la copa. A nivel de comunidad, la altura media de la vegetación del sotobosque (Figura 1.2) y la cobertura son las principales variables predictoras (e.g. Kazanis et al., 2006; Porté et al., 2009; Elzein et al., 2011; González et al., 2013; Ruiz-Peinado et al., 2013; Pasalodos et al., 2015). Dentro del nivel de comunidad, los modelos de Fernandes et al. (2002) o Arellano-Pérez (2011) incluyen variables de rodal como la altura media del arbolado o su densidad, además de la altura media y la cobertura de la vegetación del sotobosque. Castedo-Dorado et al. (2012) observaron que el área basimétrica, la altura dominante y el diámetro medio del rodal afectan a la altura y cobertura de las plantas leñosas del sotobosque. Botequim et al. (2014) incluyen en su modelo de vegetación bajo arbolado, la edad, además de variables climáticas y fisiográficas. Es importante reseñar que a pesar de las elevadas cargas que aportan las capas de hojarasca y mantillo al conjunto de los combustibles de superficie y suelo, apenas existen modelos para su estimación, en masas arboladas, siendo, en general, el espesor de la cubierta orgánica del suelo la única variable independiente que se utiliza (Fernandes y Rego, 1998; Arellano-Pérez, 2011; Fonseca et al., 2012).

Para calcular la carga de restos leñosos caídos bajo dosel arbóreo suele utilizarse el clásico y ampliamente extendido método de Brown (1974). Se basa en conceptos de probabilidad-proporción-tamaño y es una técnica relativamente rápida y sencilla de aplicar (Busing et al., 1999). Otra alternativa es la utilización foto-guías con vistas en planta de los restos leñosos (Sikkink y Keane, 2008; Arellano et al. 2017a).

### 1.2.2 Combustible del dosel arbóreo

En la capa de combustibles del dosel, las principales variables relacionadas con el inicio y propagación de fuego de copas son la carga de combustible disponible (*CFL*), la altura de la base (*CBH*), la densidad aparente (*CBD*) y la distancia vertical entre los estratos del combustible de superficie y del dosel (*FSG*). A continuación, se definen estas variables y también se hace referencia a sus principales modelos de estimación de las mismas, esto es, tanto las ecuaciones de biomasa de los combustibles de copas, a nivel de árbol individual, para predecir *CFL*, como las ecuaciones para determinar *CFL*, *CBH*, *CBD* y *FSG*, a partir de variables de rodal. Por último, existen dos metodologías principales para definir estas variables del combustible del dosel según como consideremos la forma de distribución de su carga en las copas: homogénea (simplificación de la realidad) o heterogénea (más realista).

#### *Carga de combustible disponible del dosel (CFL)*

La carga de combustible disponible (*CFL*) es la biomasa del dosel consumida durante la fase de llamas de un fuego de copas, expresada por unidad de superficie del terreno. De nuevo, no existe consenso pleno sobre lo que se considera combustible disponible para ese fuego. Van Wagner (1963, 1968, 1977), Cruz et al. (2003), Fernandes et al. (2004) y Alexander y Cruz (2016) consideran que se consume solo la totalidad de las acículas. En cambio, otros autores (e.g. Brown y Reinhardt, 1991; Brown y Bradshaw, 1994; Reinhardt et al., 1997) asumen que debe incluirse también parte de las ramillas (diámetro < 6 mm). Así, Reinhardt y Crookston (2003) y Smith et al. (2009b) incorporan el 50% de la biomasa de esas ramillas y Scott y Reinhardt (2001; 2005), Keane et al. (2005) y Reinhardt et al. (2006) las ramillas vivas de 0-3 mm y las secas de 0-6 mm de diámetro. Otras aproximaciones diferentes son las de Kuçuk et al. (2008), Mitsopoulos y Dimitrakopoulos (2007), Ruiz-González y Álvarez-González (2011), Gómez-Vázquez et al. (2012) y Fernández-Alonso et al. (2013) que incluyen como combustible disponible, junto con la totalidad de la biomasa de acículas, la totalidad de la biomasa de ramillas (< 6 mm) de la copa. Sin embargo, Stocks (1987, 1989) y Kuçuk et al. (2007) asumen como combustible disponible la biomasa de acículas y las ramas secas de grosor < 10 mm, mientras Call y Albin (1997) y Butler et al. (2004) consideran todos los combustibles de la copa menores de 3 cm (vivos y muertos) y establecen un grado de consunción en función de la humedad para cada una de tres categorías de tamaño: < 6mm, <10mm y <30mm, respectivamente. Con todo, no existe un fundamento sólido para establecer el límite de tamaño de las partículas integrantes de la carga de combustible disponible para la fase de llamas en el dosel arbóreo (Reinhardt et al., 2006). Se asume que, dado que en los fuegos de copa el tiempo de residencia del frente de llama es muy reducido, entre 15 y 60 s (Despain et al., 1996; Cahoon et al., 2000; Taylor et al., 2004) y la asociación existente entre el tiempo de residencia de la combustión de una partícula y su relación superficie-volumen (Anderson, 1969; Burrows, 2001; Nelson, 2003), el tamaño de las partículas que arden en el fuego de copas debe ser también reducido.



Otros autores han evaluado en campo el combustible consumido tras incendio y en base a ello se han efectuado estimaciones de la contribución a la fase de llama de diferentes fracciones de tamaño del combustible. Por ejemplo, Jiménez et al. (2013b) comprobaron que se consumió el 100% de las acículas, el 45% de las ramillas vivas y secas (< 6 mm) y el 33% de las ramas de 6-25 mm. Estos autores también encontraron que la suma de la carga de acículas y ramillas secas antes del fuego fue muy similar al consumo total de combustible del dosel arbóreo. Stocks et al. (2004) observaron tasas similares de consumo a las de Jiménez et al. (2013b) con un 85% en ramillas de 0-5 mm y un 55% en ramas de 5-30 mm en fuegos experimentales en pinares de Canadá. En cambio, Molina et al. (2014) encontraron mayores porcentajes de consunción (100% de acículas, 87% ramillas < 6 mm y 63% de ramas de entre 6 y 25 mm de grosor) en *P. pinaster* en el sur de España. Previamente, se habían medido consunciones relativas medias del 75.7 % de la carga de acículas y ramillas finas (< 6 mm) muertas en masas inmaduras muy densas de *P. banksians*, y de, 42.2% en fuegos de copa experimentales en Canadá (Van Wagner, 1993). Todo esto sugiere que la carga de combustible realmente consumida en el incendio es muy probable que dependa del nivel de intensidad del fuego de copa, y que cuando esta última aumente es posible que también se incorporen a la combustión con llama, fracciones de combustible de mayor grosor, aumentando así la consunción. Mientras tanto, y a pesar de los trabajos de Van Wagner (1993) y Call y Albini (1997), no se dispone ni de una teoría satisfactoria para explicar ese nivel de consunción, ni de una herramienta técnica que permita esa estimación de forma práctica. Jiménez et al (2013b) encontraron que la consunción estimada del combustible de copa en un pinar incendiado en Galicia presentó una buena correlación con el área basimétrica de la masa quemada. Sin embargo, falta ampliar la muestra a otros incendios, validar esa ecuación en otros fuegos e investigar sobre otras posibles variables explicativas.

Las primeras ecuaciones de estimación de biomasa de árbol individual como paso previo para estimar *CFL* se desarrollaron en Estados Unidos, sobre todo para coníferas, pero también para otras especies. En la gran mayoría de modelos se incluyó el diámetro normal como única variable predictora (Stiell, 1969; Loomis y Roussopoulos, 1978; Stocks, 1980; Schiks et al., 2016), pero en ocasiones estuvo acompañado de algún indicador de dominancia (Brown, 1978; Duveneck y Patterson III, 2007), o del ratio de copa, definido como la relación entre la longitud de copa y la altura del árbol o directamente de la altura del árbol (Keyser y Smith, 2010; Ex et al., 2016). En las ecuaciones ajustadas para el noroeste de España (Montero et al., 2005; Balboa-Murias et al., 2006; Diéguez-Aranda et al., 2009; Gómez-Vázquez et al., 2012; Hevia et al., 2012; Jiménez et al., 2013a, 2013b) *CFL* también depende del diámetro normal y a veces de otras variables como la altura del árbol, la longitud de copa, el ratio de copa o la edad. Jiménez et al. (2013b) ofrecieron un desglose de la biomasa no solo por tipos de combustible o tamaño de partícula sino también por estado vegetativo, distinguiendo entre vivo y muerto. Para áreas mediterráneas se han desarrollado ecuaciones de estimación de biomasa de copa de árbol individual como las de Kuçuk et al. (2007; 2008) y Molina et al. (2011; 2014), a partir del diámetro normal, solo o acompañado de las otras variables anteriormente mencionadas, así como del diámetro de copa o su área proyectada.

#### *Altura de la base del dosel (CBH)*

La altura de la base del dosel (*CBH*) es la distancia vertical desde la superficie de la hojarasca hasta la base de la copa de los árboles del rodal (Figura 1.2), considerando ésta como la inserción de las primeras ramas con acículas vivas (Cruz et al., 2003), aunque puede haber

discrepancias sobre esto último. Por ejemplo, en ocasiones, sobre todo en masas de alta densidad, también existe en las copas combustible formado por acículas y ramas secas, e incluso con hojas secas depositadas en ellas y en los verticilos, en cantidad apreciable y disposición continua (Sando y Wick, 1972). Cuando esto ocurre no queda tan claro lo que debe considerarse el inicio de la base de la copa, si la viva o la seca. *CBH* puede determinarse directamente a partir de inventarios de campo en los que la altura de la base de la copa de los árboles individuales se mide con un hipsómetro; o utilizando modelos de estimación a partir de variables de rodal. Reinhardt et al. (2006) discuten ventajas e inconvenientes de diferentes aproximaciones para definir *CBH* en masas forestales.

#### *Densidad aparente del dosel (CBD)*

La densidad aparente del dosel (*CBD*) es la masa de combustible disponible por unidad de volumen del dosel (Keane et al., 1998). En la aproximación de carga distribuida homogéneamente en altura, se estima dividiendo *CFL* entre la longitud de copa del dosel, determinada esta última variable como la diferencia entre la altura media del rodal y *CBH*.

Aunque la mayor parte de los modelos de estimación de las variables del dosel, de aplicación en los incendios forestales, se basan en variables de rodal clásicas (Ver modelos de estimación a partir de variables de rodal en este mismo apartado), también se pueden encontrar en la literatura modelos para estimar *CBD* basados en el índice de área foliar (*LAI*) o en la fracción de huecos del dosel, como el modelo de Keane et al. (2005), o en el uso de foto-guías (Scott y Reinhardt, 2005).

#### *Distancia vertical entre los estratos del combustible de superficie y del dosel (FSG)*

Otra característica del combustible del dosel de gran importancia es la distancia vertical entre los estratos del combustible de superficie y del dosel arbóreo (*FSG*) que se define como el espacio existente entre la altura media de la vegetación del sotobosque y la altura de la base del dosel (Scott y Reinhardt, 2001; Cruz et al., 2004), cuya representación gráfica se muestra en la Figura 1.2.

#### *Modelos de estimación a partir de variables de rodal*

Son diversos los estudios que han permitido obtener modelos de estimación de variables del dosel, a partir de variables de rodal. Por ejemplo, Cruz et al. (2003) ajustaron modelos para estimar *CFL* y *CBD* en función del área basimétrica y la densidad del arbolado. También modelizaron *CBH* en función de la altura media del matorral y del área basimétrica para cuatro especies de coníferas de Estados Unidos. Estos modelos también fueron representados en tablas (Alexander y Cruz, 2014) y ábacos (Cruz y Alexander, 2014) para facilitar su utilización a los usuarios.

Existen diversos modelos de estimación de *CBH* específicos para el noroeste de España; por ejemplo el de Ruiz-González y Álvarez-González (2011) para masas de *P. radiata* a partir de la altura dominante; los de Gómez-Vázquez et al. (2012) para rodales de *P. pinaster* y *P. radiata*, a partir de su altura media o los de Fernández-Alonso et al. (2013) para *P. pinaster*, *P. radiata*, *P. sylvestris* y masas mixtas, que emplean como variables independientes la altura dominante, el área basimétrica o la densidad del arbolado. En cuanto a

*CFL* y *CBD*, el área basimétrica, sola, o acompañada de la densidad o la altura dominante, resultaron ser también las variables independientes de los modelos de estimación de esas características del dosel arbóreo (e.g. Gómez-Vázquez et al., 2012; Castedo-Dorado et al., 2012; Fernández-Alonso et al., 2013; Ruiz-González et al., 2015). Además, en este último estudio los autores modelizan la dinámica o variación en el tiempo de *CBH* y *CFL* en masas de *P. pinaster*. Por último, Molina et al. (2014) ajustaron un modelo de estimación de *CBD* a partir del ratio de copa medio, la cobertura y la longitud de copa del dosel en masas de *P. pinaster* del sur de España.

#### *Método de distribución homogénea del combustible del dosel*

Se trata de un método sencillo, para calcular *CBD*, designado como “load over depth” (Reinhardt et al., 2006), y denominado así en base a como Van Wagner (1977) la determinó. Este asume que el combustible disponible en el dosel se distribuye homogéneamente en el rodal sin tener en cuenta ni la forma de los árboles que lo constituyen ni la altura a la que empieza y acaba cada copa (Figura 1.3). Esta aproximación es coherente con los criterios de iniciación y propagación de incendios de copas propuestos por Van Wagner (1977) puesto que las variables del dosel tal y como se han definido en los apartados anteriores fueron utilizadas por el autor en el desarrollo de sus modelos. Este hecho junto con su integración en los principales modelos empíricos de predicción de la actividad de fuegos de copas y en los simuladores de comportamiento del fuego de uso más difundido como BehavePlus (Andrews et al., 2008), Farsite (Finney, 1998), FlamMap (Finney, 2006) o CFIS (Alexander et al., 2006), hace que sea una aproximación muy utilizada.

#### *Método de distribución heterogénea del combustible del dosel: perfiles verticales*

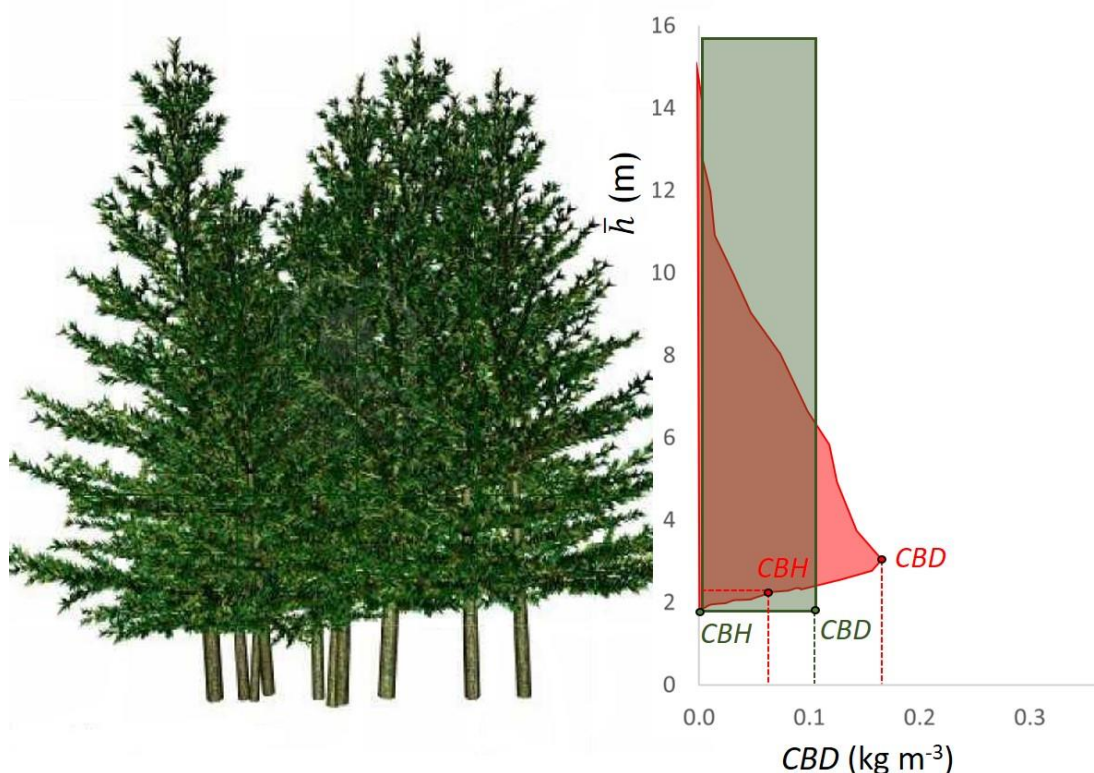
Esta metodología es más compleja pero también más acorde con la realidad pues considera que la distribución de la biomasa de combustible en la copa de cada árbol tiene una forma específica (Figura 1.3) que afecta a la distribución general de esa biomasa en el dosel (Reinhardt y Crookston, 2003; Keyser y Smith, 2010).

A partir de aquí, *CBD* se calcula utilizando el método propuesto por Scott y Reinhardt, (2001) en el que los árboles del rodal se agregan para crear un perfil de distribución de la biomasa por secciones desde el suelo hasta la copa del árbol más alto del rodal. Habitualmente se suaviza este perfil aplicando una media móvil en un intervalo de 3 a 5 m incluyendo varias secciones. Una vez hecho esto, *CBD* se estima como el valor máximo de densidad aparente de este perfil vertical. Estimar de esta manera *CBD* conlleva a valores más altos de *CBD* que los obtenidos siguiendo la metodología del apartado anterior, lo que supone una limitación (Cruz y Alexander, 2010) ya que estrictamente no es compatible con los criterios de inicio y propagación de fuego de copas de Van Wagner (1977).

Por otro lado, *CBH* se define en esta metodología, como la altura a la que se alcanza un determinado valor de densidad aparente en ese perfil. Ese valor se asume como el umbral por encima del cual habría suficiente combustible disponible para propagar el fuego verticalmente dentro de la copa (Scott y Reinhardt, 2001). Se han propuesto diferentes valores de densidad aparente para estimar *CBH*: 0.037 kg m<sup>-3</sup> (Sando y Wick, 1972), 0.067 kg m<sup>-3</sup> (Williams, 1978) y 0.012 kg m<sup>-3</sup> (Reinhardt et al., 2006). Sin embargo, estos umbrales no se

han justificado convenientemente, ni de forma empírica ni teórica y podrían ser discutibles (Ruiz-González y Álvarez-González, 2011).

La aproximación de distribución heterogénea de la biomasa en el dosel pretende ser de utilidad en la estimación de las variables del dosel requerida por los modelos físicos de predicción del comportamiento del fuego de copas (e.g Linn et al. 2002; Pimont et al., 2006, 2009, 2011, 2016; Mell et al., 2010; Parsons et al, 2011, 2017; O'Brien et al., 2018) que requieren estimar, de la forma más precisa posible, la distribución espacial de los combustibles del dosel arbóreo. Ejemplos de esta aproximación se encuentran en los estudios de Ruiz-González y Álvarez-González (2011), González-Ferreiro et al. (2014; 2017, Artículo 1) o Hevia et al. (2018). Dada la capacidad de los datos LiDAR para representar la estructura de la vegetación en tres dimensiones, su uso puede ser apropiado para la modelización de los perfiles verticales de combustible del dosel de acuerdo con esta segunda metodología.



**Figura 1.3. Perfil vertical de la densidad aparente del dosel (CBD) en función de la altura media del arbolado para un rodal de pino.** Se incluye la representación gráfica de las dos metodologías de distribución del dosel existentes: la homogénea (polígono verde) y la heterogénea (polígono en rojo) que se utilizan para obtener tanto la altura de la base del dosel (CBH) como CBD.  $\bar{h}$  = altura media del arbolado.

La modelización de la distribución vertical de la biomasa relativa de la fracción fina de combustibles de copa (acículas y ramillas) ha sido llevada a cabo mediante el ajuste de ecuaciones exponenciales (Fernandes et al., 2002), polinómicas (e.g. Reinhardt et al., 2006), modelos logísticos (e.g. Alexander et al., 2004; Mitsopoulos y Dimitrakopoulos, 2007) o el empleo de funciones de densidad de probabilidad, como la de Weibull, una de las metodologías más extendidas (Keyser y Smith, 2010; Hevia et al., 2012; Jiménez et al., 2013a; Ex et al., 2015). En muchos de estos estudios se estimó dicho perfil vertical a nivel de árbol individual, y su agregación permitió obtener fácilmente valores a nivel rodal; aunque también existen



modelos desarrollados directamente para rodal. Entre estos últimos, cabe mencionar, los de Hevia et al. (2012), que estimaron los parámetros de la función Weibull a partir de *CBH* y la densidad, para caracterizar el perfil vertical de biomasa de rodales de *P. pinaster* en Asturias; Gómez-Vázquez et al. (2012), que desarrollaron perfiles verticales de *CBD* usando la misma función de densidad para rodales de *P. pinaster* y *P. radiata* en Galicia, usando como variables de entrada el área basimétrica, la altura dominante y el diámetro medio cuadrático del rodal; o Hevia et al. (2018), que utilizaron los valores de longitud de copa y altura media del arbolado como variables de entrada para modelizar el perfil vertical de *CBD* en rodales jóvenes de *P. pinaster* en Asturias.

### 1.3 PREDICCIÓN DEL COMPORTAMIENTO DEL FUEGO

El comportamiento del fuego en los incendios de superficie y de copas (Figura 1.4) se describe mediante un conjunto de variables básicas. Entre ellas, destacan la intensidad lineal del fuego, y la velocidad de propagación, que junto con la ocurrencia de fuego de copa y su categoría expresan, parcialmente, la facilidad de propagación del fuego y la dificultad de detenerlo. Son, por lo tanto, componentes fundamentales de los modelos de comportamiento del fuego habitualmente utilizados de forma operacional. Para estimar esas características de comportamiento del fuego, se emplean modelos predictivos y las variables del combustible de superficie y de dosel descritas en el Apartado 1.2, son inputs fundamentales de esos modelos, junto a la humedad del combustible vivo y muerto y variables meteorológicas y fisiográficas de gran importancia, como la velocidad y dirección del viento, la pendiente del terreno y el ángulo formado por ambos.



Figura 1.4. Fuego de superficie y de copas propagándose por un pinar. Fotografía de E. Portela en el incendio de Pontecaldelas, Pontevedra (2013)

### 1.3.1 Fuego de superficie

#### *Intensidad lineal del fuego ( $I_B$ )*

Una medida ampliamente utilizada del comportamiento del fuego y de su dificultad de extinción es la intensidad lineal del fuego ( $I_B$ ), que expresa la velocidad de liberación de energía por unidad de tiempo y unidad de longitud del frente de llamas del incendio y por tanto representa la potencia generada en dicho frente (Byram, 1959; Roussopoulos y Johnson, 1975; Albin, 1976; Cruz et al., 2006b; Alexander y Cruz, 2019). Rara vez puede estimarse directamente en campo, pero se puede calcular a posteriori utilizando una de estas dos alternativas: i) la ecuación de Byram (1959) que expresa esta variable como el producto del poder calorífico inferior del combustible, la carga de combustible consumido en el frente activo de llamas (Apartados 1.2.1 y 1.2.2), y la velocidad de propagación del fuego, ii) ecuaciones que correlacionan la longitud de llama con la intensidad lineal del fuego (Byram, 1959; Nelson y Adkins, 1986; Weise y Biging, 1996; Alexander y Cruz, 2012 a; Weise et al., 2016).

#### *Velocidad de propagación del fuego ( $r$ )*

La velocidad de propagación del fuego expresa la velocidad con que el perímetro de un incendio se traslada, en su cabeza o frente, en la dirección del viento predominante que lo impulsa (Sullivan y Gould et al., 2019). Aunque a cada segmento del perímetro del incendio le corresponde una velocidad, y por ello se habla de velocidad en la cabeza, cola y flancos del incendio, generalmente se entiende por velocidad de propagación la de avance del frente de llama en la cabeza. Puede ser tanto medida en campo, observando el tiempo que el frente de fuego tarda en desplazarse entre dos localizaciones con distancia conocida entre las mismas (Gould et al., 2017), como predicha, mediante el uso de modelos existentes. Desde un punto de vista operativo, para estimar la velocidad de propagación del fuego de superficie bajo arbolado ( $r$ ) se pueden utilizar varias alternativas, como, por ejemplo: i) el modelo semi-empírico de Rothermel (1972) que es el de mayor difusión a nivel mundial y está implementado en la mayoría de los simuladores. Requiere como inputs un gran número y detalle de variables relacionadas con el combustible (cargas desglosadas por grupos de tamaño y condición, altura, relación superficie volumen y poderes caloríficos). Ejemplos de su uso pueden verse en Scott y Reinhardt (2001), Fernandes (2009a) y Jiménez et al. (2016) o ii) modelos empíricos como el de Fernandes et al. (2009, 2014), utilizado por Gómez-Vázquez et al. (2014) y Arellano-Pérez et al. (2020, Artículo 4), entre otros. En la mayoría de estos modelos de estimación de  $r$  la velocidad de viento, la humedad de combustible fino muerto, la pendiente del terreno y la altura del combustible bajo el dosel arbóreo son factores fundamentales, que requieren ser conocidos, para poder ser aplicados. A continuación, se indican algunas consideraciones e incertidumbres habituales que se deben tener en cuenta cuando se calcula la velocidad de propagación.

Los tratamientos selvícolas modifican el viento que actúa sobre los combustibles de superficie, y este hecho no se suele tener en cuenta al estimar la velocidad de propagación del fuego bajo dosel arbóreo, tras la realización de dichos tratamientos. A medida que se reduce la densidad del rodal y se simplifica su estructura vertical, con claras y podas, también se reduce la resistencia al viento (Albin y Baughman, 1979; Raupach et al., 1987; Pimont et al., 2009, 2011; Parsons et al., 2018; Banerjee, 2020). Un objetivo común de los tratamientos selvícolas es aumentar el espacio entre las copas e incrementar  $CBH$  (Agee y Skinner, 2005) para dificultar el inicio y propagación del fuego de copas. Esto propicia, sin embargo, un aumento de la

velocidad del viento en el interior de la masa (Zhu et al., 2001), lo que no siempre se tiene en cuenta en las comparaciones sobre los posibles efectos de los diferentes tratamientos de combustible en la posible velocidad del fuego bajo el dosel arbóreo. Por otro lado, algunos modelos de estimación de la velocidad de propagación del fuego de superficie bajo dosel arbóreo requieren conocer la velocidad del viento, medida a la altura de media llama ( $U_{1.5}$ ). El factor de ajuste del viento (*WAF*) permite estimar esa velocidad, en función de la velocidad del viento en el exterior a 6 metros de altura ( $U_6$ ) o a 10 metros ( $U_{10}$ ) y también operar a la inversa. Turner y Lawson (1978) propusieron un *WAF* de 0.87 para pasar de  $U_{10}$  a  $U_6$ . Albini y Baughman (1979) desarrollaron un modelo para calcular *WAF* de  $U_{1.5}$  en función de  $U_6$  (revisado por Andrews, 2012), dependiente de la fracción de cabida cubierta del dosel, la altura media del arbolado y *CBH*. Sin embargo, estos autores asumen que el perfil de viento bajo el dosel es uniforme e ignora la influencia de la densidad foliar en ese perfil (Massman et al. 2017; Mallia et al., 2020). Massman et al. (2017) desarrollaron un modelo mejorado que puede caracterizar el perfil de viento, basado en la estructura vertical de la masa y la densidad foliar para coníferas y frondosas. Aunque el modelo de Albini y Baughman (1979) se utiliza con frecuencia, tiende a subestimar la velocidad en el interior de la masa, respecto a los valores medidos en campo (Arellano et al., 2017a). Esto tiene consecuencias, ya que produce una minusvaloración de la velocidad del viento y, por tanto, de la velocidad de propagación del fuego de superficie, e incluso en la ocurrencia del fuego de copas.

En la estimación de la humedad del combustible fino muerto ( $M_S$ ) también se producen errores que se transmiten en los resultados de la simulación de las variables de comportamiento del fuego. Estos errores varían según el modelo de predicción de humedad que se haya utilizado (e.g. McArthur, 1962; Van Wagner, 1987; Lawson et al., 1996; Rothermel, 1983; 1984; Viney et al., 1991; Fernandes et al., 2000; Viegas et al., 2004; Sharples et al., 2009; Matthews 2014; Pinto et al., 2014; Resco de Dios et al., 2015). Otras fuentes de error al asignar un valor a la humedad del combustible muerto se deben a no tener en cuenta el gradiente de variación entre los diferentes estratos de combustible. Esto ocurre, por ejemplo, con las capas de hojarasca y mantillo, que, dependiendo de la estación y condiciones meteorológicas, presentarán un perfil de humedad parecido o muy distinto entre ellas. También se cometen errores al asignar humedades idénticas a los combustibles bajo diferentes escenarios de tratamientos selvícolas, cuando es probable que existan diferencias, en función de la cobertura del dosel (Ruiz-González, 2007; Rambo y North, 2009), ya que la distinta densidad y cobertura del arbolado afectan a la radiación solar incidente y a la velocidad del viento a nivel de la superficie, factores ambos desecantes.

### 1.3.2 Fuego de copas

La predicción del comportamiento del fuego de copas tiene especial importancia en el ámbito de la protección contra incendios forestales. Los fuegos de copa son causantes de gran parte de los impactos de los incendios y constituyen no solo un reto desde el punto de vista científico, por la complejidad del fenómeno, sino también desde la perspectiva operacional, esta última formando parte de la toma de decisiones en las tareas de extinción de incendios. En las líneas que siguen, se presentan, brevemente, los principales rasgos de los sistemas más utilizados para la estimación de las variables más importantes del comportamiento del fuego de copas y algunas indicaciones sobre sus ventajas y limitaciones, discutidas en detalle por Alexander y Cruz (2011, 2012, 2013, 2016) y Cruz y Alexander (2013). Comparaciones entre

algunos de los modelos comentados más abajo pueden encontrarse en Scott (2006), Cruz et al. (2006b) y Cruz y Alexander (2010).

*Modelo de iniciación y tipo de fuego de copas de Van Wagner (1977)*

Este modelo, de gran relevancia y pionero en su campo, combina principios físicos e información experimental. A pesar del tiempo transcurrido desde su publicación, es muy probable que siga siendo el que más se utiliza en la actualidad. El método de Van Wagner, específico para bosques de coníferas, se basa en dos criterios cuantitativos. El primero se refiere al inicio del fuego de copas, mientras que el segundo concierne al tipo de propagación que puede ocurrir posteriormente, una vez que el inicio se ha producido. Según el grado de cumplimiento de estos dos criterios se puede determinar el tipo de fuego que se desarrolle (superficie, pasivo o activo). Este modelo ha sido incorporado en una buena parte de los simuladores operativos de comportamiento del fuego, como FBP System (Forestry Canada Fire Danger Group, 1992), Nexus (Scott y Reinhardt, 2001) o Behave Plus (Andrews, 2007) y Farsite (Finney, 1998). Más recientemente, los modelos CFIS (Alexander et al., 2006) y PPPY (Cruz et al., 2008) han utilizado la parte de la teoría de Van Wagner correspondiente al tipo de propagación del fuego de copas activo.

a) *Criterio para el inicio del fuego de copas*

Para que se produzca la ignición o entorchamiento del dosel arbóreo de una masa de coníferas, Van Wagner (1977) postula que la intensidad lineal del fuego de superficie debe igualar o superar un cierto valor crítico, necesario para alcanzar la temperatura de ignición de las acículas. El autor partió de la expresión establecida por Thomas (1963) de la elevación de la temperatura por encima del fuego, en función de su intensidad lineal y de la altura sobre aquel, y la igualó con la energía necesaria para la ignición de un combustible, en función de su humedad descrita por Van Wagner (1968). Con esa condición el autor propuso una expresión para la intensidad lineal crítica del fuego de superficie, que depende de la altura de la base del dosel ( $CBH$ ), de la humedad foliar y de una constante empírica de dimensiones complejas. Esta constante, de acuerdo con el autor, debería determinarse mediante observaciones de campo. Numerosos estudios (e.g. Fernandes, 2009a; Fernández-Alonso et al., 2013; Gómez-Vázquez et al., 2014; Jiménez et al., 2016) han usado este criterio.

b) *Criterio de propagación del fuego activo*

Una vez que se alcanza la intensidad lineal crítica mencionada, Van Wagner (1977) estableció las condiciones para que suceda una propagación del fuego a través del dosel arbóreo, simultánea con el fuego de superficie, formando un frente de llamas conjunto, lo que se conoce como fuego activo de copas. Considera que para ello es necesario asegurar una velocidad mínima de flujo de masa de combustible en el espacio del dosel arbóreo, en términos de masa por unidad de sección transversal de ese espacio y unidad de tiempo. Según la ecuación de Thomas et al. (1964) ese flujo viene dado por el producto de la velocidad de propagación,  $R_c$ , y la densidad aparente del combustible del dosel,  $CBD$ . A partir de mediciones de fuegos de copa experimentales Van Wagner (1977) estimó que el valor mínimo de ese flujo para sostener el fuego activo de copas vale  $S_0 = 0.05 \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ , y por tanto que, según la ecuación de Thomas et al. (1964) citada, para tener ese flujo sería preciso alcanzar una velocidad “crítica”  $R_0$  (en  $\text{m s}^{-1}$ ), dada por  $R_0 = 0.05/CBD$ . En resumen, si previamente se ha superado el criterio de iniciación



y además la velocidad estimada para el fuego de copas es mayor que  $R_0$ , se tendrá un fuego de copas activo. Pero si se cumple el criterio de iniciación y la velocidad estimada para el fuego de copas es inferior a  $R_0$ , el fuego de copas será pasivo, implicando solamente el entorchamiento de grupos de árboles o árboles aislados.

A pesar de su relevante aportación a un tema tan complejo, su implementación en numerosos programas de predicción de comportamiento del fuego y su amplio uso, los criterios de Van Wagner han sido cuestionados parcialmente (Alexander, 1998; Alexander y Cruz, 2012). Cruz et al. (2004) resumieron las principales limitaciones de base del modelo de iniciación del fuego de copas. Éstas se relacionan, básicamente, con: i) la ausencia de consideración del efecto de la radiación, ii) la asunción de la mera inclinación de la columna de convección causada por el viento sin distorsión de forma, lo cual implica que la suposición de Thomas (1963) de variación de la temperatura con la altura no es correcta (Mercer et al., 1994) y iii) la discutible cuantificación del efecto sobre el calentamiento de las partículas de la copa, solamente expresada por la temperatura máxima alcanzada, en vez de en base a un balance de calor (Dickinson y Johnson, 2001). Cruz y Alexander (2010) también indican que muchos usuarios interpretan de forma incorrecta las variables del modelo. Hay que destacar también el uso generalizado de la constante de la intensidad crítica (Alexander, 1998; Mercer y Weber, 2001), a pesar de que el autor señala que no es universal. El diferente método empleado para determinar la intensidad lineal del fuego por Rothermel (1972) y por Van Wagner (1977) ha sido considerado un factor de distorsión significativo para la aplicación de los criterios de este último autor (Cruz et al. 2004), al emplearse la aproximación usada por Rothermel para determinar la intensidad lineal, en vez de la Byram (1959) en los estudios que tratan de relacionar el fuego de superficie con el de copas. Esa aplicación bajo esos supuestos da lugar a diversas repercusiones desfavorables en la predicción de comportamiento del fuego que resultan poco realistas (Cruz y Alexander, 2010). Por otra parte, en masas con vegetación de sotobosque abundante, la determinación de *CBH* plantea problemas. Su sustitución por su equivalente “distancia entre estratos de combustible”, *FSG* (Scott y Reinhardt, 2001; Cruz et al., 2004) parece más realista (Arellano et al. 2017).

#### *Modelo de probabilidad de ocurrencia del fuego de copas de Cruz et al. (2004)*

El modelo empírico de probabilidad de ocurrencia de Cruz et al. (2004), expresa esta variable como una función logística dependiente de *FSG*, la velocidad del viento exterior a la masa (medida a 10 m de altura), la humedad estimada para el combustible fino muerto de la superficie según Rothermel (1983) y la carga de combustible de superficie consumida (*SFC*) que se introdujo en el modelo como una variable categórica que incluye tres niveles y dos variables dummy. El modelo se basa en información recogida en fuegos experimentales e incendios en bosques boreales de coníferas y trata de predecir el inicio del fuego de copas sin necesidad de calcular ni la intensidad crítica ni la lineal del fuego de superficie. En este modelo la probabilidad umbral es de 0.5, de forma que si se supera ese valor se considera que ocurre de fuego de copas. El modelo se ha empleado en numerosos estudios como los de Cruz et al. (2008), Fernández-Alonso et al. (2013), Cruz et al. (2014), Alexander y Cruz (2016) y Arellano-Pérez et al. (2018, Artículo 3). Un inconveniente de este modelo es que se precisa asignar previamente al fuego el grado de consunción del combustible de superficie, dentro de tres niveles:  $< 1 \text{ kg m}^{-2}$ ,  $1-2 \text{ kg m}^{-2}$  y  $> 2 \text{ kg m}^{-2}$ . Una ventaja del modelo es que el resultado se ofrece en forma de probabilidad, mientras que los otros modelos son determinísticos.

*Modelos de predicción de la velocidad de propagación del fuego de copas activo*

Para la estimación de esta variable existen todavía pocos sistemas de predicción suficientemente robustos (Alexander y Cruz, 2016). Sin embargo, actualmente se cuenta con varias opciones, siendo dos de ellas las más utilizadas.

La primera es el modelo empírico de Rothermel (1991), apoyado en información de incendios en bosques de coníferas del oeste de Estados Unidos. Se basa en la relación encontrada entre la velocidad de propagación del fuego de superficie en el modelo de combustible 10 (Anderson, 1982) y la velocidad de propagación del fuego de copas, observada en los citados incendios. Este modelo se encuentra incorporado a los sistemas predictivos Behave y Farsite y es ampliamente usado (e.g. Bessie y Johnson, 1995; Scott y Reinhardt, 2001; Andrews, 2008; Jiménez et al., 2016). Sin embargo, este modelo tiene una base experimental reducida y se ha visto que subestima con frecuencia la velocidad de propagación (Cruz y Alexander, 2010), aunque no siempre (Rodríguez y Silva et al., 2017). Su principal ventaja, además de estar basado en datos de incendios, es la toma en consideración de la estructura del combustible de superficie, aunque limitada por adscribirla solamente al modelo 10.

Otra alternativa de predicción de la velocidad del fuego de copa es el modelo empírico desarrollado por Cruz et al. (2005) cuyas variables independientes son *CBD*, la velocidad del viento exterior a la masa (medida a 10 m de altura) y la humedad del combustible fino muerto de la superficie estimada según Rothermel (1983). Al igual que el modelo de ocurrencia anteriormente descrito, está basado en información de incendios reales y fuegos experimentales en bosques boreales de coníferas en Canadá. En general, proporciona estimaciones de la velocidad de propagación algo más elevadas que los restantes modelos, habiendo sido también utilizado con frecuencia (e.g. Gómez-Vázquez et al., 2014; Arellano-Pérez et al., 2020, Artículo 4). Este modelo, junto con el de inicio de fuego de copa (Cruz et al., 2004) y el segundo criterio de Van Wagner (1977) ha sido usado en diferentes trabajos (e.g. Cruz et al. 2008; Fernández-Alonso et al. 2013; Arellano-Pérez et al., 2018, Artículo 3). Los modelos anteriores y el criterio de Van Wagner citado se han integrado en el sistema CFIS, *Crown Fire Initiation and Spread* (Alexander et al. 2006b), que constituye una de las herramientas operativas más utilizadas en la predicción del fuego de copas en masas de coníferas.

*Modelo de inflamación de la copa de Cruz et al. (2006 a, b)*

Este modelo, que los autores han calificado de semi-físico (Alexander y Cruz, 2016) se ha construido basándose en sólidos principios físicos, pero con la ayuda de ciertos modelos empíricos, usados en fases intermedias de su elaboración. Predice la inflamación de la copa teniendo en cuenta cuatro componentes del proceso: i) las características de la fuente de energía generada por el frente de llamas del fuego de superficie, ii) la dinámica de la columna de convección, iii) el sumidero de energía creado por el calor absorbido por las partículas de combustible de la copa, en función de sus características y iv) la transferencia de energía convectiva y radiativa a los combustibles de la copa. El resultado final del modelo es la variación en el tiempo de la temperatura de las partículas de combustible de la copa que se asume entran en combustión cuando se alcanza su temperatura de ignición.

El modelo indica que la anchura o profundidad de la zona de quema del fuego de superficie y la distancia vertical entre los estratos del combustible de superficie y de la copa son

las variables más influyentes en la ignición de los combustibles de la copa. Por el contrario, la humedad de los combustibles de la copa y su relación superficie-volumen parecieron jugar un papel secundario en el proceso de ignición, en el desarrollo del modelo. Estos resultados, añadidos a los del modelo de Cruz et al (2004), atribuyen un papel limitado a la humedad foliar, en el inicio del fuego de copas, en contra de lo sugerido por los modelos de Van Wagner (1977) y Alexander (1998). Curiosamente, sin embargo, algunos de los autores del modelo citado (Alexander y Cruz, 2013b) han reivindicado posteriormente el papel central de la humedad foliar en los procesos comentados, lo cual indica la buena dosis de incertidumbre que caracteriza a la modelización de este tipo de fuegos. No obstante, parece interesante subrayar del modelo de Cruz et al. (2006a, 2006b), el importante papel que concede a los combustibles del sotobosque, resaltando la relevancia de su gestión preventiva. También parece expresar la importancia de las características de la especie arbórea, tales como la rapidez de crecimiento, la presencia o no de poda natural, o el grado de competencia ejercido sobre la vegetación del sotobosque, entre otros aspectos, en la susceptibilidad al fuego de copa, ya que esas variables influyen en los combustibles vivos del sotobosque. Finalmente, también reconoce indirectamente la importancia de la gestión selvícola, que afecta a la estructura de la masa y por tanto a la vegetación del sotobosque. El testado del modelo contra datos de incendios y fuegos experimentales produjo resultados alentadores.

Aunque los autores indicaron que su modelo no podía considerarse, por sí mismo, de inicio de fuego de copas, ha sido posteriormente incluido en el sistema *Amicus* (<https://research.csiro.au/amicus>). *Amicus* es una plataforma para la predicción del comportamiento del fuego en combustibles de Australia (Plucinski et al. 2017), que incluye, entre otros, el modelo *Pine Plantation Pyrometrics*, PPPY (Cruz et al., 2008). Este modelo fue diseñado para predicción del comportamiento del fuego en plantaciones de coníferas, y basado parcialmente en el modelo de Cruz y Fernandes (2008).

Al margen de otras consideraciones, una limitación importante, que además afecta a todos los modelos de fuego de copas, es la ausencia de cuantificación del efecto de la pendiente. Además, continúa existiendo un alto nivel de desconocimiento sobre los procesos de inicio y propagación del fuego de copas y una fuerte dosis de incertidumbre sigue acompañando a su predicción (Alexander y Cruz, 2013a). Por ejemplo, en un análisis detallado de las estimaciones de comportamiento del fuego realizadas mediante la aplicación de diversos modelos (Cruz y Alexander, 2013), se observó que solo alrededor del 17% de las predicciones se encontraban en el intervalo de  $\pm 35\%$  alrededor del valor observado. Estos autores consideran esa última cifra como un buen nivel predictivo de los modelos, desde el punto de vista operativo.

#### **1.4 ESTIMACIÓN DE VARIABLES DEL COMBUSTIBLE A PARTIR DE SENSORES REMOTOS**

Este apartado trata de los dos tipos de sensores remotos utilizados en la presente tesis, LiDAR e imágenes de satélite (con más énfasis en Sentinel-2A). Para ambos sensores se presentan definiciones, algunas de sus características principales y aplicaciones forestales, centradas sobre todo en la estimación de variables del combustible. Se incluye también una revisión de estudios, clasificados por aplicación (Tabla 1.1).

### 1.4.1 LiDAR

LiDAR (*Laser Imaging Detection and Ranging*) o altimetría laser es una técnica de teledetección activa que envía pulsos de luz láser infrarroja a la superficie de la tierra desde un escáner laser aerotransportado (ALS, *Airborne Laser Scanning*). Los pulsos incidentes se reflejan en la vegetación y el sensor del escáner registra el tiempo que tardan estos en realizar el viaje de ida y vuelta, lo que proporciona la distancia. Los sistemas LIDAR para aplicaciones forestales se clasifican en función de sus especificaciones operacionales (Dubayah y Drake, 2000), dependientes, a su vez, de las distintas características del proceso de emisión y recepción de los pulsos. Las características más utilizadas para esa clasificación son: a) número de retornos por pulso que es indicativo de la capacidad del rayo láser para penetrar en la vegetación, distinguiéndose sensores de un único retorno de los de múltiples retornos; b) frecuencia de pulsos, de acuerdo al número de pulsos emitidos por segundo; cuanto mayor sea la frecuencia mayor será la densidad de la nube de puntos obtenida; c) longitud del pulso, referida a la duración de la emisión del pulso; d) patrón de escaneo o disposición espacial de los puntos, según el tipo de barrido utilizado; e) frecuencia de escaneo, que hace referencia al número de líneas de escaneo por segundo; f) ángulo de escaneo, o ángulo con el que el pulso es emitido perpendicularmente a la línea de vuelo; g) tamaño de la huella, en referencia al diámetro del rayo láser interceptado por un plano situado a una determinada distancia del emisor, indicativo de la resolución y h) distancia entre huellas o entre los centros de dos rayos consecutivos. La tecnología LiDAR, una vez procesada la nube de puntos producida (Figura 1.5), tiene un enorme potencial para adquirir mediciones tridimensionales directas y estimaciones de multitud de variables de árbol individual, de rodal y de la estructura forestal, como son las variables de rodal y de los combustibles del dosel, a diferentes escalas espaciales, y en diferentes tipos de bosque, (Dubayah y Drake, 2000; Hyypä et al., 2008).

En lo que respecta a la estimación de variables de árbol individual a partir de métricas LiDAR, en numerosos estudios (Tabla 1.1) se han llevado a cabo la delimitación y segmentación de árboles, obteniéndose su altura y diversas dimensiones de las copas, tales como su longitud absoluta y relativa o su ancho, así como su biomasa.

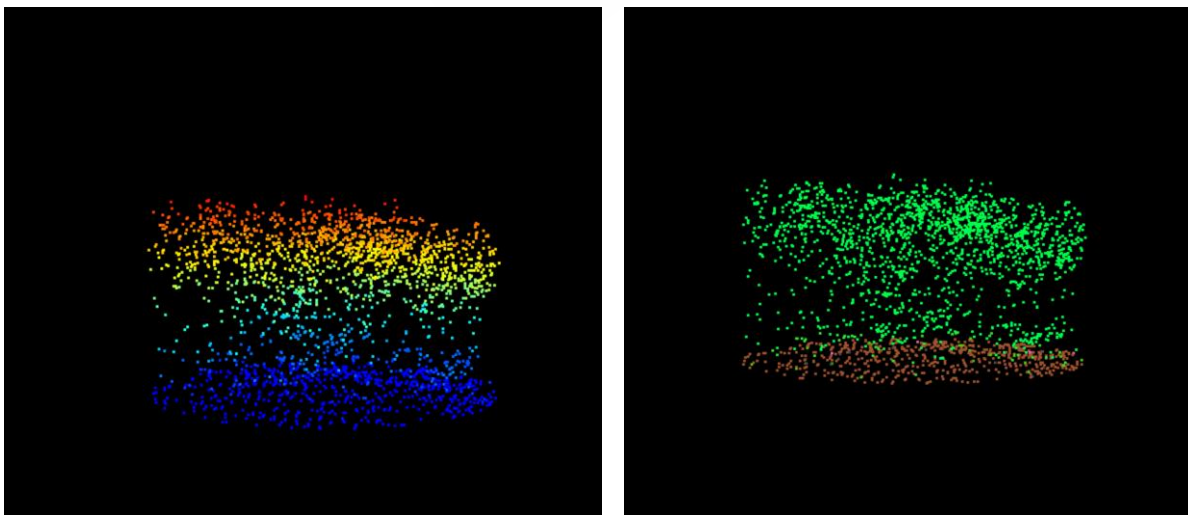


Figura 1.5. Vista lateral de la nube de puntos LiDAR de una parcela de *P. pinaster* del IFN4. La nube está clasificada por elevaciones de menor a mayor altura: azul, amarillo y rojo (izquierda) y clasificada como suelo en marrón y vegetación en verde (derecha). IFN = Inventario Forestal Nacional. Fuente: J. Guerra-Hernández



Por otro lado, muchas de las investigaciones a nivel mundial (Tabla 1.1) se han centrado fundamentalmente en establecer relaciones empíricas entre las métricas LiDAR, derivadas de las nubes de puntos, y las variables de rodal obtenidas a partir de datos de campo. A esta aproximación se le denomina *Area Based Approach* (ABA). Para el noroeste de España se han desarrollado varios modelos de este tipo. Por ejemplo, los de González-Ferreiro et al. (2012) y Arias-Rodil et al. (2018) en masas de *P. radiata*, el de Hevia et al. (2016) en *P. pinaster* y el de Goncalves-Seco et al. (2011) para *E. globulus*.

Además, las métricas LIDAR también se han utilizado para estimar variables estructurales del combustible del dosel, relevantes para la modelización del comportamiento del fuego (Tabla 1.1). En España destacan los trabajos de González-Ferreiro et al. (2014) en *P. radiata* y de Hevia et al. (2016) en *P. pinaster*, ambos en el noroeste peninsular, y Botequim et al. (2019), en masas de *P. pinaster*, *Pinus pinea* y *Quercus pyrenaica*, en Extremadura, que han utilizado esta aproximación. Menos estudios han explorado el potencial de la tecnología LiDAR para estimar la distribución en altura o perfil vertical de las variables del dosel o distintos componentes de este combustible, como las acículas y las ramas (e.g. Lovell et al., 2003; Coops et al., 2007; Zhao et al., 2013) o de *CFL* y *CBD*. La técnica más usada para modelizar este perfil vertical ha sido de nuevo la función de distribución de Weibull, al igual que los modelos de estimación a partir de mediciones de campo (Apartado 1.2.2).

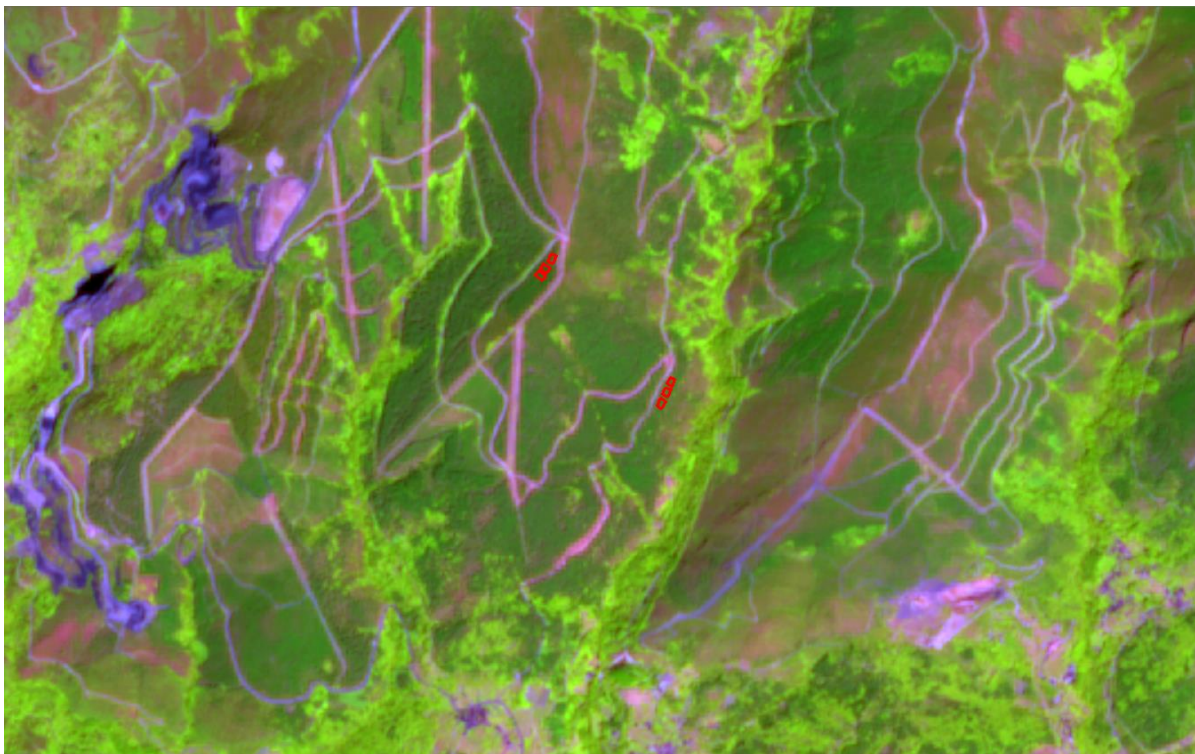
Más escasos son los trabajos centrados en la estimación de variables del combustible de superficie, tales como alturas, coberturas o cargas, o de clasificación de combustibles, a partir de métricas LiDAR. Algunos de estos trabajos se desarrollaron en comunidades de matorral en zonas mediterráneas (e.g. Riaño et al., 2007; Estornell et al., 2011a, 2011b, 2012; Montealegre et al., 2015; Lamelas-Gracia et al., 2019), en paisajes semiáridos (Streutker et al., 2006; Mitchell et al., 2011; Li et al., 2017), y en la tundra ártica (Greaves et al., 2016), entre una amplia variedad de ecosistemas.

#### 1.4.2 Imágenes de satélite

La teledetección pasiva óptica detecta y analiza la radiación solar reflejada o emitida por un objeto, abarcando regiones espectrales entre el visible y el infrarrojo de onda corta, desde los 400 hasta los 2500 nm (Lefsky y Cohen, 2003). Los sensores multiespectrales e hipespectrales a bordo de satélites o drones captan imágenes (Figura 1.6) y son ejemplos de los instrumentos empleados por este tipo de técnicas remotas de teledetección (Lucas et al., 2004; Lillesand et al., 2015). Uno de los satélites recientes que será usado en la presente tesis es Sentinel-2A (S-2A), de la misión Sentinel desarrollada por la Agencia Espacial Europea (ESA), en el marco del Programa Copernicus. S-2A, que fue lanzado en junio de 2015. Este satélite cuenta con un sensor multiespectral (*MSI*) y las imágenes tienen 13 bandas espectrales en las regiones de longitud de onda visible, infrarrojo cercano (*NIR*) y el infrarrojo de onda corta (*SWIR*) con moderadas resoluciones espaciales que varían entre 10 m (*B2*, *B3*, *B4*, *B8*), 20 m (*B5*, *B6*, *B7*, *B8A*, *B11*, *B12*) y 60 m (*B1*, *B9*, *B10*). Se trata del primer satélite de observación óptica de la Tierra de este tipo que incluye tres bandas en el 'borde rojo', que proporcionan información clave sobre el estado de la vegetación (ESA, 2012; Drusch et al., 2012).

Las amplias coberturas espaciales y buenas resoluciones temporales, espectrales y espaciales de las imágenes captadas por los sensores multiespectrales de satélites de acceso libre (Landsat, Terra and Aqua, y el propio S-2A) o comerciales (SPOT, Ikonos, QuickBird,

WorldView, RapidEye) hacen que tengan gran potencialidad para aplicaciones forestales (Tabla 1.1). Las reflectancias de las bandas e índices de vegetación extraídos de las imágenes de satélite son utilizadas para numerosas aplicaciones forestales (Tabla 1.1), como la predicción de variables estructurales de rodal, la biomasa aérea, el stock de carbono y variables de los combustibles de superficie y del dosel junto con la determinación de su humedad, sobre todo la del combustible vivo. También son de gran utilidad para desarrollar cartografías de todas estas variables, de modelos de combustible y de especies arbóreas (Tabla 1.1). Además de servir para caracterizar los combustibles forestales, las imágenes multiespectrales permiten elaborar cartografías de áreas quemadas y llevar a cabo evaluaciones de la severidad de estos incendios (Tabla 1.1). Finalmente son habitualmente utilizadas para detectar cambios y perturbaciones (Tabla 1.1) como deforestación, reforestación, incendios y otros daños, mediante el estudio de series temporales.



**Figura 1.6.** Imagen multiespectral del satélite Sentinel 2 (tesela: T29TPH) en zona forestal en la parte oriental de Galicia. En rojo se muestran alguna de las parcelas establecidas en masas de pino

Alguno de los avances relacionados con las variables del combustible del dosel y superficie se comentan a continuación. Por ejemplo, Keane et al. (2000) ajustaron modelos de estimación de *CBD* y *CBH* a partir de imágenes Landsat TM con el propósito de generar cartografía de combustibles. Por su parte, Pierce et al. (2012) y Palaiologou et al. (2013) integraron métricas de Landsat TM con información topográfica y climatológica para modelizar y cartografiar *CBH* y *CBD* en masas mixtas de coníferas en California y rodales de coníferas y frondosas de la costa en Grecia, respectivamente. También Falkowski et al. (2005) usaron imágenes ASTER de la NASA para estimar *CBD* y la fracción de cabida cubierta (*CC*), en un estudio en bosques de coníferas en Ohio. En lo que respecta a los combustibles de superficie, muchos estudios (e.g. Keane et al., 2000; Palaiologou et al., 2013; Falkowski et al., 2005) se han centrado en su clasificación, mientras que relativamente pocos de ellos se han llevado a cabo para estimar la carga total de combustible de superficie (*SFL*). Reich et al. (2004) desarrollaron una ecuación

lineal para estimar *SFL* usando datos de Landsat TM y variables biofisiológicas como predictoras mientras que Brandis y Jacobson (2003) estimaron indirectamente *SFL* a partir de características de rodal extraídas de dichas imágenes.

Por último, en estos últimos años está habiendo un número creciente de estudios usando Sentinel-2A para algunas de las aplicaciones forestales comentadas (Tabla 1.1). Sin embargo, no hay apenas experiencia sobre su empleo en la estimación y cartografía de variables del combustible del dosel y superficie, y menos aún que conecten estas estimaciones con la predicción del comportamiento del fuego.

### **1.4.3 Combinación de LiDAR e imágenes de satélite**

Cada vez existe un mayor número de estudios que combinan el uso de sensores multispectrales, incluido S-2A, con datos LiDAR ya que se complementan bien (Tabla 1.1). Los sensores multispectrales permiten cartografiar en dos dimensiones especies arbóreas y áreas quemadas y estimar la humedad, mientras que LiDAR, debido a su capacidad de penetrar en la cubierta forestal y producir imágenes tridimensionales, a diferencia de la teledetección tradicional, puede ser utilizado para estimar variables de rodal y del dosel. Otras limitaciones de los sensores multispectrales convencionales, en comparación con LiDAR, es que su sensibilidad y precisión disminuye con el aumento de la biomasa aérea y el índice de superficie foliar (Lefstky et al., 2002a; Lefstky y Cohen, 2003). En cambio, la resolución temporal es habitualmente mayor en imágenes procedentes de satélite, quedando LiDAR limitado a escalas locales o regionales (Popescu et al., 2011).

### **1.4.4 Técnicas estadísticas utilizadas con sensores remotos**

Existen dos tipos diferentes de técnicas estadísticas que se utilizan para obtener relaciones entre las variables estructurales de masa forestal y las métricas procedentes de sensores remotos: i) las paramétricas, que son las usadas habitualmente, y ii) las no paramétricas, cuyo uso ha aumentado considerablemente en los últimos años, tanto para clasificación como para regresión.

Las técnicas no paramétricas han demostrado ser versátiles y efectivas a la hora de predecir variables de interés para la gestión forestal a partir de sensores remotos en bosques con características muy diversas (García-Gutiérrez et al., 2015; Görgens et al., 2015; López-Serrano et al., 2016; Liu et al., 2017). Sin embargo, las ecuaciones obtenidas a través de técnicas paramétricas facilitan la aplicación de las mismas por parte de los gestores forestales al tener, en general, un menor número de parámetros y, por tanto, tratarse de modelos más simples y sencillos de implementar en SIG. Además de que se reduce el riesgo de sobre-entrenamiento del sistema y los posibles problemas de generalización asociados a los modelos no paramétricos (Hawkins, 2004; Zaffalon, 2005).

Dentro de las técnicas paramétricas empleadas para relacionar datos LiDAR con variables de la estructura forestal, la regresión lineal múltiple (MLR) es una de las más ampliamente usadas (e.g. Means, 1999; Naesset y Okland, 2002; Lim et al., 2003; Hall et al., 2005; González-Ferreiro et al., 2012; González-Olabarria et al., 2012; García et al., 2012; Watt et al., 2013; García-Gutiérrez et al., 2014; Hermosilla et al., 2014; Hevia et al., 2016; Guerra-Hernández et al., 2016; Domingo et al., 2017; 2018; 2019; Botequim et al., 2019). En cuanto a las técnicas



no paramétricas destacan *Random Forest* (RF) (e.g. Domingo et al., 2017; 2018; 2019; Engelstad et al., 2019), *Support Vector Machine* (SVM) (e.g. Zhao et al., 2011; Mountrakis et al., 2011; Gleason y Im, 2012; Valbuena et al., 2016; Domingo et al., 2017; 2018; 2019) o los procesos gaussianos (e.g. Zhao et al., 2011), entre otras.

Por otro lado, relativo a los estudios que utilizan imágenes de satélite y dentro de las técnicas paramétricas, destaca nuevamente la regresión lineal múltiple (e.g. Hawrylo et al., 2018). En cuanto a las técnicas no paramétricas los árboles de clasificación y regresión (*Classification And Regression trees*, CART) son ampliamente usados (Astola et al., 2019) así como RF (e.g. Chrysafies et al., 2017; Hawrylo et al., 2018; Mutanga et al., 2012; Pearce et al., 2012), junto a *Multivariate Adaptive Regression Splines* (MARS) (e.g. López-Sánchez et al., 2017) y las redes neuronales (e.g. Astola et al., 2019).

Por último, los estudios que combinan LiDAR con imágenes de satélite han usado también las dos aproximaciones estadísticas mencionadas. Ejemplos de uso de técnicas paramétricas son los modelos de regresión lineal de LaRue et al. (2020) o los modelos lineales generalizados (GLM) de Fernández Landa et al. (2018). En cuanto a ejemplos de uso de técnicas no paramétricas se pueden mencionar los siguientes: *Random Forest* (RF) (Ahmed et al., 2015; Zald et al., 2016; Fernández Landa et al., 2018; Blázquez-Casado, 2019), *Support Vector Regression* (SVR) (García et al., 2017b) y *Gradient Boosting Machine* (GBM) (Moran et al., 2020).

**Tabla 1.1. Revisión de estudios que utilizan sensores remotos (LiDAR = Laser Imaging Detection and Ranging, S-2A = Sentinel-2A y MS = Sensores multispectrales) en diferentes aplicaciones forestales**

Aplicaciones forestales	Sensor	Estudios
Variables estructurales de árbol individual	LiDAR	Naesset y Okland (2002); Morsdorf et al. (2004); Chen et al. (2006); Li et al. (2012); Jakubowski et al. (2013); González-Ferreiro et al. (2013); Kelly y Di Tommaso (2015); Guerra-Hernández et al. (2018)
	LiDAR	Nilsson (1996); Nelson et al. (1988); Naesset (1997); Lefsky et al. (1999; 2002b); Means et al. (1999; 2000); Magnussen (1999); Drake et al. (2002); Coops et al. (2004); Hall et al. (2005); Hyde et al. (2006); Skowronski et al. (2007); Dean et al. (2009); Zhao et al. (2011); Goncalves-Seco et al. (2011); González-Olabarria et al. (2012); González-Ferreiro et al. (2012); Chen et al. (2012); Zhao et al. (2012); Wasser et al. (2013); Valbuena et al. (2013b; 2017b); García-Gutiérrez et al. (2014, 2015); Ruiz et al. (2014); Silva et al. (2015); Hevia et al. (2016); Blázquez-Casado et al. (2015); Guerra-Hernández et al. (2016); Montealegre et al. (2016); Garcia et al. (2017a); Martín-García et al. (2017); Zhao et al. (2018); Arias-Rodil et al. (2018); Fernández-Landa et al. (2018); Navarro et al. (2018)
	MS	Cohen et al. (1992); Reese et al. (2003); Gómez et al. (2012); López-Sánchez et al. (2017)
	S-2A	Korhonen et al. (2017); Chrysafies et al. (2017); Puliti et al. (2018); Astola et al. (2019)
	MS+LiDAR	Smith et al. (2009a); Valbuena et al. (2013a); Zald et al. (2016); Manzanera et al. (2016)
	S-2A+LiDAR	Hawrylo et al. (2018)
Biomasa aérea	MS	Zheng et al. (2004); Hall et al. (2006); Fernández-Manso et al. (2014); Gómez et al. (2014); López-Serrano et al. (2016a, 2016b); Liu et al., 2017
	MS+LiDAR	Lu et al. (2012); Jiménez et al. (2017)
	S-2A	Castillo et al. (2017); Vafaei et al. (2018); Laurin et al. (2018)
	S-2A+LiDAR	Hernando et al. (2019)
Combustibles de superficie	LiDAR	Streutker et al. (2006); Riaño et al. (2007); Mitchell et al. (2011) Estornell et al. (2011a; 2011b; 2012); Montealegre et al. (2015); Greaves et al. (2016); Li et al. (2017); Lamelas-Gracia et al. (2019)
	MS	Brandis y Jacobson (2003); Reich et al. (2004); Jin y Chen (2012)



Aplicaciones forestales	Sensor	Estudios
Combustibles del dosel arbóreo	LiDAR	Lovell et al. (2003); Hall et al. (2005); Andersen et al. (2005); Peterson et al. (2005); Hyde et al. (2006); Halligan (2007); Coops et al. (2007); Popescu y Zhao (2008); Chen (2010); Erdoddy y Moskal (2010); Zhao et al. (2011); Skowronski et al. (2011; 2016); García et al. (2012); Wasser et al. (2013); Clark et al. (2010); Zhao et al. (2013); Hermosilla et al. (2014); González-Ferreiro et al. (2014); Hevia et al. (2016); Guerra-Hernández et al. (2016); García et al. (2017a); Engelstad et al. (2019); Botequim et al. (2019); Hernando et al. (2019)
	MS	Keane et al. (2000); Falkowski et al. (2005); Pierce et al. (2012) y Palaologou et al. (2013); Mallinis et al. (2013)
	MS+LiDAR	García et al. (2017b)
Cartografía de modelos de combustibles	MS	Riaño et al. (2002); Van Wagendonk et al. (2003); Rollins et al. (2004); Lasaponara et al. (2007); Arroyo et al. (2008); Mallinis et al. (2008); Pierce et al. (2009)
	MS+LiDAR	Hyde et al. (2006); Mutlu et al. (2008); García et al. (2011); Alonso-Benito et al. (2016); Marino et al. (2016)
Cartografía de clasificación de especies forestales	MS	Poulos et al. (2007)
	S-2A	Immitzer et al. (2016); Puletti et al. (2018); Liu et al. (2018); Bolyn et al. (2018); Szostak et al. (2018); Stefanidou et al. (2020)
	MS+LiDAR	Blázquez-Casado (2019)
Humedad del combustible vivo	MS	Chuvieco et al. (2002); Dennison et al. (2005); Peterson et al. (2008); Yebra et al. (2013); Nolan et al. (2016); García et al. (2020)
	S-2A	Marino et al. (2018, 2020); Shu et al. (2019)
Cartografía de áreas quemadas	MS	Pereira; (1999); Giglio et al. (2009); Quintano et al. (2011); Regos et al. (2018); Andela et al. (2019); Vega-Nieva et al. (2019); Briones-Herrera et al. (2020)
	S-2A	Filipponi (2019); Roteta et al. (2019); Llorens et al. (2021)
	MS	Miller y Yool (2002); Hudak et al. (2004); Chafer et al. (2004); Chuvieco et al. (2006); Veraverbeke et al. (2010); Santín et al. (2015); Fernández-Manso et al. (2016); Warner et al. (2017); Viana-Soto et al. (2017); Arellano-Pérez et al. (2017b); Alonso-Rego et al. (2018), Cardil et al. (2019), Fernández-Alonso et al. (2019)
Severidad del fuego	MS+LiDAR	Kane et al. (2014)
	S-2A	Picos et al. (2019); Sobrino et al. (2019); Llorens et al. (2021)
Detección de cambios	MS	Pflugmacher et al. (2012); Gómez et al. (2014)
	S-2A	Barakat et al. (2018); Grabska et al. (2019)

## 1.5 EVALUACIÓN DEL EFECTO DE LAS CLARAS

La reducción del riesgo de incendio asociado al combustible es un componente esencial de la gestión de las plantaciones comerciales de pino (Hood et al., 2016). Así, conocer la respuesta del comportamiento potencial del fuego a diferentes alternativas de gestión es un reto de gran importancia.

Los tratamientos de gestión de los combustibles suelen incluir la clara (Figura 1.7) y la poda (para manipular los combustibles del dosel) y la quema prescrita o trituración (para manipular los combustibles de superficie). Sin embargo, es frecuente en los gestores y propietarios forestales del noroeste de España asumir que la clara, por si sola, es decir sin ser acompañada de ningún tratamiento del combustible de superficie, reduzca el potencial comportamiento del fuego y sus efectos (Ruiz-González et al., 2015; Hevia et al., 2018). En otros casos la escasez de presupuesto les hace priorizar la clara sola, beneficiosa desde el punto de vista silvícola pero que puede serlo menos desde la perspectiva de prevención de incendios si los combustibles resultantes no se extraen. De hecho, en muchas ocasiones dejan el combustible de superficie sin tratar que, junto con los residuos de la clara, contribuye al incremento en la combustibilidad, perdiendo así la clara eficacia en la reducción del riesgo de incendio.



Figura 1.7. Comparativa de tratamiento selvícola de clara (izquierda) con masa sin tratar (derecha) en rodales de *P. pinaster*. Lugar: Municipio de O Barco de Valdeorras, Ourense

Los tratamientos que incluyen solo la clara pueden tener efectos diferentes en las variables que influyen en el comportamiento del fuego (Graham et al., 1999). Por un lado, la clara en las masas reduce inmediatamente *CFL* y *CBD* y aumenta *CBH*. Por lo tanto, la clara puede ayudar, en principio, a prevenir el inicio y la propagación de los fuegos de copa (Van Wagner, 1977; Cruz et al., 2004, 2005, 2006a) y reducir su severidad. Sin embargo, por otro lado, la clara puede alterar el combustible de superficie y las condiciones del microclima bajo el dosel. Estas últimas pueden modificarse debido a que una mayor radiación alcanza el sotobosque, favoreciendo así el desarrollo de la vegetación leñosa bajo arbolado (Ruiz-González, 2007), y al incremento de la velocidad del viento en el interior de la masa (van Wagtenonk et al., 1996). Ambos procesos suelen producir una disminución de la humedad de los combustibles muertos. Además, la clara provoca temporalmente el aumento de los residuos y restos leñosos, al dejarse sobre el terreno los generados tras el tratamiento (Cruz et al., 2017; Arellano et al., 2020, Artículo 4). Si estos combustibles no se eliminan o tratan, pueden tener un impacto importante en el comportamiento estimado del fuego de superficie, a corto plazo, disminuyendo la reducción esperada en la velocidad de propagación e intensidad de un incendio forestal en la zona tratada respecto a la masa sin tratar (e.g.; Omi et al., 2006; Fulé et al., 2012; Martinson y Omi, 2013; Kreye et al., 2014; Omi, 2015; Kalies y Kent, 2016; Madrigal et al., 2017; Hoffman et al., 2018;) o incluso incrementando la velocidad de propagación e intensidad del fuego (e.g. Raymond y Peterson, 2005; Stephens y Moghaddas, 2005).

Numerosos estudios han examinado los efectos de la clara sobre las características estructurales de los complejos de combustible de superficie y de copa, centrándose, especialmente, en masas de coníferas naturales en Norte América (veáanse revisiones de Fulé et al., 2012; Martinson y Omi, 2013 y Omi, 2015) mientras que existen relativamente pocas referencias de plantaciones comerciales de crecimiento rápido de pino (Cruz et al., 2008; Fernandes 2009b; Cruz et al., 2017). En conjunto, la investigación sobre este tema en el noroeste de España es escasa y ha abordado principalmente los efectos de la clara sobre los combustibles del dosel (Crecente-Campo et al., 2009b; Arellano-Pérez et al., 2018, Artículo 3).

Algunas mediciones de los daños foliares, tales como la altura de soflamado de la copa y el porcentaje del volumen de copa soflamada, se han utilizado comúnmente en la cuantificación de la severidad del fuego en el arbolado (Pollet et al., 2002; Safford et al., 2009; Kennedy et al., 2014) y modelización de la mortalidad de los árboles después de un incendio (e.g. Peterson,



1985; Stephens y Finney, 2002; Catry et al. 2010; Vega et al., 2011). La altura de soflamado (Figura 1.8) es habitualmente definida como la distancia vertical desde la superficie del suelo hasta la altura media del límite entre las acículas desecadas y las vivas de la copa del árbol (Alexander et al., 2019). El soflamado depende en gran medida de la temperatura y duración alcanzadas en la columna de convección por encima del fuego de la superficie, que a su vez es función de la intensidad lineal del fuego (Van Wagner, 1973; Alexander y Cruz, 2012b), aunque también de la radiación procedente de ese fuego superficial (Cruz et al, 2006 a, b). Se asume que cuando esa temperatura alcanza o supera los 60° C durante 1 minuto, las acículas sufren necrosis y la copa se soflama (e.g, Byram y Nelson, 1952; Nelson, 1952; Hare, 1961; Michaletz y Johnson, 2006). Cuando el fuego ha causado el soflamado del dosel, se produce la caída de sus acículas, semanas después del fuego, generándose una capa protectora del suelo frente a la erosión (Cerdà y Doerr, 2008; Vega et al., 2013; Fernández et al., 2019). La capacidad de identificar dónde las acículas secas pueden proporcionar suficiente cobertura del suelo (Figura 1.9) para evitar su erosión tras el incendio es de gran utilidad para los responsables de la planificación de la rehabilitación posterior al incendio. Si la clara puede modificar la intensidad del fuego de superficie, puede también afectar a la supervivencia del arbolado post-incendio y al daño causado en la copa del arbolado. El nivel de este último juega también, como hemos visto, un papel en la protección del suelo frente a la erosión.

Muchos de los estudios de los efectos de la clara sobre las características del complejo de combustible y el comportamiento del fuego consideran sus efectos solo a corto plazo. Estudios de los efectos a medio plazo son menos comunes y a veces presentan resultados contradictorios (e.g. Jiménez et al., 2016; Soler Martín et al., 2017). Hay que destacar que prácticamente ningún estudio ha abordado de manera integral los efectos de la clara sobre el complejo de combustibles, el comportamiento potencial del fuego, la severidad del fuego en el arbolado y la protección del suelo frente a la erosión tras el incendio, aspectos todos ellos interconectados.



**Figura 1.8.** Altura de copa soflamada de cada árbol ( $h_{si}$ ).  $h_{si}$  marcada con líneas discontinuas blancas. El promedio de  $h_{si}$  ( $i=1$  a  $n$ ) de todos los árboles es la altura media de copa soflamada del rodal ( $\bar{h}_s$ ). Fotografía de M. López (CIF-Lourizán) en el incendio de Fonsagrada, Lugo (2013)





Figura 1.9. Cobertura de suelo por acículas sofamadas caídas después del incendio. Fotografía de CIF-Lourizán en los municipios de Oia y O Rosal, Pontevedra (2013)

## 1.6 PINARES DE GALICIA: DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA, RÉGIMEN SELVÍCOLA E INCENDIOS

Las masas forestales arboladas de Galicia cubren una superficie total de 1415 mil ha lo que supone el 70% de la superficie forestal y el 48% de la superficie total de la Comunidad (MARM, 2011). Los pinares puros, objeto de estudio de la presente tesis, son las formaciones arboladas que mayor superficie ocupan con 434 mil ha lo que equivale al 30% de la superficie forestal arbolada, al 21% de la superficie forestal y al 15% de la superficie total. Estos datos incluyen los regenerados de pino, con una superficie de 88 mil ha. Además, los pinares son junto a los eucaliptales, las masas forestales de crecimiento rápido de mayor importancia desde el punto de vista de la producción de madera y las que se ven más frecuentemente afectadas por incendios. Es por esto por lo que resulta crítico la reducción del riesgo de incendios en las mismas. A continuación, se hace una breve contextualización de la distribución geográfica, del régimen selvícola y de la propensión a incendios de las tres especies de pino presentes en Galicia: *Pinus pinaster*, *P. radiata* y *P. sylvestris*.

### 1.6.1 Distribución geográfica

*Pinus Pinaster* Ait. se distribuye formando masas forestales en países del sur de Europa (Francia, Portugal, Italia, Grecia), norte de África (Marruecos, Argelia, Túnez) y ocupando grandes superficies de reforestación en Australia, Nueva Zelanda, Sudáfrica, Chile Argentina y Uruguay (Sanz et al., 2006). Esta especie, conocida como como pino marítimo o atlántico se encuentra en la mayor parte de la Península Ibérica, tanto en la fachada atlántica formando masas forestales como en la región mediterránea, habitualmente de forma natural. En Galicia es la conífera más abundante (Figura 1.10), cubriendo 217 mil ha y la segunda de España tras el pino carrasco (MARM, 2011). En dicha comunidad autónoma es frecuente encontrar *P. pinaster* formando masas mixtas con eucalipto, normalmente *Eucalyptus globulus* (124 mil ha), o con *Quercus robur* (105 mil ha).

*Pinus radiata* D. Don es originario de la comarca de Monterrey en California, en plena costa del Pacífico de EE. UU., donde se encuentran sus poblaciones naturales. Posteriormente, se introdujo y se extendió por diversos países hasta convertirse en la especie del género *Pinus* más plantada a nivel mundial, incrementándose sus repoblaciones en Nueva Zelanda, Chile y Australia (Lavery y Mead, 2000). Además de estos países, también existen grandes extensiones de pino radiata en Sudáfrica, Kenia, Argentina y Uruguay. En España esta especie, conocida como pino radiata, pino insigne o pino de Monterrey se encuentra en plantaciones principalmente en el norte (País Vasco, Galicia, Asturias, Cantabria, Cataluña, Navarra y Castilla León). En Galicia es la segunda conífera más abundante (Figura 1.10), con 96 mil ha (MARM, 2011).

*Pinus sylvestris* L. es una especie arbórea de enorme amplitud ecológica, siendo la de área más extensa de Europa y a la que mayor área natural se le conoce, así como la de mayor difusión artificial tanto en Europa como en Asia (Mátyás et al., 2004). Es muy común en todo el hemisferio norte, y en Europa se distribuye desde Noruega hasta España en el gradiente norte-sur, desde Escocia hasta España por el oeste y desde Rusia hasta Armenia por el este. También se encuentra plantado ampliamente en Nueva Zelanda y en muchas regiones frías de Norteamérica. En España, las poblaciones de pino silvestre o pino albar se localizan sobre todo en la mitad norte peninsular (Castilla y León, Aragón, Cataluña, País Vasco), con la excepción de la masa de *P. sylvestris* en Sierra Nevada al sur de España (Martínez García y Montero, 2000; Cañellas et al., 2000). En Galicia, es la tercera conífera con mayor extensión superficial (MARM, 2011) con 33 mil ha pobladas y está representada especialmente en las áreas montañosas de Lugo y Ourense (Figura 1.10).

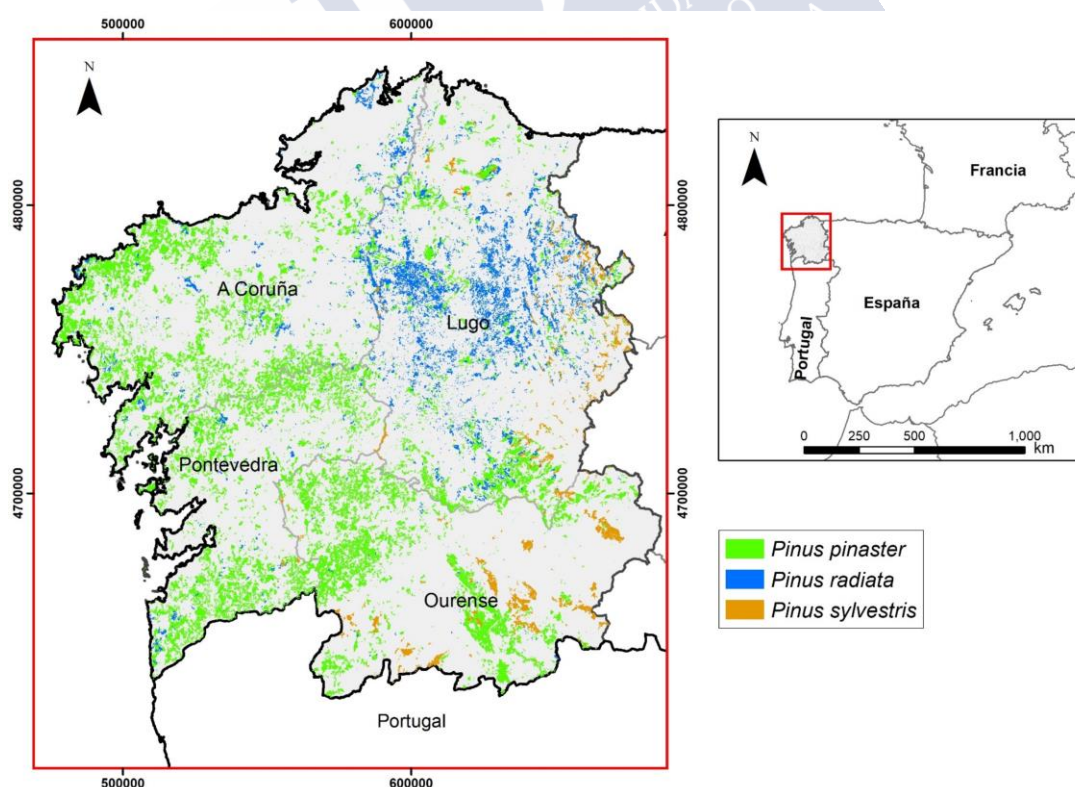


Figura 1.10. Distribución geográfica de las masas *P. pinaster*, *P. radiata* y *P. sylvestris* en Galicia. Elaborado a partir de las teselas del Mapa Forestal Español 1:25:000 (MFE25) donde cada una de estas especies de pino era dominante.

### 1.6.2 Régimen selvícola

A continuación, se indican, brevemente, los principales tratamientos selvícolas llevados a cabo en las tres especies de pino existentes en Galicia. Además, en la Tabla 1.2 se puede consultar la edad y la densidad de cada tratamiento para cada especie siempre y cuando se dispusiera de esa información.

En las plantaciones de *P. pinaster* en Galicia (Rodríguez-Soalleiro et al., 1997) se suele optar tanto por una densidad baja ( $N = 1110 - 1600$  pies  $ha^{-1}$ ) como por una densidad alta ( $N = 1600 - 2000$  pies  $ha^{-1}$ ), según el marco de plantación elegido. El primer clareo se puede ejecutar de forma sistemática, selectiva o mezcla de ambas. El número de claras recomendable que se suelen realizar es de dos o tres. Es aconsejable realizar una poda baja hasta 2 m de altura en todos los pies existentes, cuando el pino alcanza los 5-7 m o su diámetro normal medio es de 10 cm. También una poda alta de hasta 3 m de altura cuando el diámetro alcanza aproximadamente los 18 cm, podándose solo los mejores pies y habitualmente haciendo coincidir la poda con la 1ª clara. En algunos casos puede podarse hasta 5 o 6 m, sobre todo cuando se persigue extraer madera de calidad.

En cuanto a los tratamientos selvícolas de las plantaciones de *P. radiata* (Castro et al., 2000) se parte de una densidad inicial que varía entre 815 y 1140 pies  $ha^{-1}$  y se llevan a cabo generalmente dos o tres cortas de aclareo y podas fuertes a temprana edad. El primer clareo no comercial se realiza sobre árboles dominados con defectos y también es recomendable una poda hasta 2,5 m de altura sobre todos los pies. Pasado unos años se llevan a cabo un par de claras, y la primera clara suele ser coincidente con una poda alta hasta los 6 m de altura.

Por último, en lo que respecta a la selvicultura de *P. sylvestris* (Montero et al., 1992; Montero et al., 1997; Cañellas et al., 2000) se parte de unas densidades iniciales aproximadas de 1500 pies  $ha^{-1}$ . Unos años después del primer clareo se lleva a cabo la primera clara comercial en la que se seleccionan los árboles de porvenir y suele ir acompañada de la primera poda baja a 2 m de altura. A partir de ahí se aplicarán nuevas claras con rotación de 10 años en la primera mitad del turno. En los rodales de *P. sylvestris* de mayor calidad de estación, cuyo objetivo selvícola es la obtención de madera de calidad resulta muy conveniente la realización de podas altas hasta 6 m en todos los árboles de porvenir.

Tabla 1.2. Edad y densidad de los tratamientos selvícolas de clareo, clara y corta final para cada especie de pino: *P. pinaster*, *P. radiata* y *P. sylvestris*

Tratamiento	<i>P. pinaster</i>		<i>P. radiata</i>		<i>P. sylvestris</i>	
	t (años)	N (pies $ha^{-1}$ )	t (años)	N (pies $ha^{-1}$ )	t (años)	N (pies $ha^{-1}$ )
Primer clareo	10	1000-1400	5-10	700-950	15-20	--
1ª clara	15	1000	10-15	500-650	20-25	--
2ª clara	20	700	15-25	250-300	30-35	--
3ª clara	25	450	--	--	40-45	--
Corta final	35	--	25-30	--	75-85	--

### 1.6.3 Incendios forestales

El noroeste de la Península Ibérica (Galicia, Asturias, Castilla León, y norte de Portugal), es uno de los territorios europeos con más elevada presión de incendios y con mayor número de fuegos de origen antrópico e intencionados de Europa (Seijo, 2005; Oliveira et al., 2012;



San-Miguel-Ayanz et al., 2013; 2019). Además, respecto al total de España, Galicia es la comunidad autónoma con mayor número de incendios (29.2%), mayor superficie forestal quemada (22.5%) y mayor superficie arbolada quemada (28.1%), con cifras absolutas de 38317 incendios, 226 mil ha y 90.1 mil ha respectivamente durante el periodo comprendido entre 2006 y 2015 (López-Santalla y López-García, 2019). En dicho periodo, el 39.7% de la superficie quemada afectó a arbolado y el 60.3% a zonas de matorral desarbolado.

Diversos factores pueden haber contribuido a la gran extensión del área quemada en Galicia en el intervalo de tiempo mencionado. Entre ellos cabe destacar: i) el incremento de la superficie forestal arbolada, de 1.13 millones de ha en el año 1975 a 1.43 millones de ha en el 2010 (MAGRAMA, 2012; Montero y Serrada, 2013), ii) el clima atlántico, que contribuye al rápido crecimiento del combustible de superficie (Vázquez de la Cueva et al. 2006), iii) el agravamiento de las condiciones meteorológicas, propiciado por el cambio climático (Moreno et al., 2005; Arellano-Pérez, 2008; Vega et al., 2009 a y b), común con otras áreas del sur de Europa (Moulliot et al., 2002; Pausas, 2004; Arca et al., 2012; Bedia et al., 2014; Turco et al., 2018; Dupuy et al., 2020), iv) el abandono del medio rural que implica cambios de usos del suelo y contribuye a la falta de gestión del combustible en todas esas zonas, v) la expansión de la interfaz urbano-forestal y vi) los conflictos de propiedad y uso de la tierra (Chas-Amil, 2007; Marey y Rodríguez Vicente, 2009; Gómez-Vázquez et al. 2009). Todos estos factores potencian la acumulación y la continuidad de los combustibles forestales contribuyendo así a un empeoramiento de sus condiciones de peligro. A su vez ponen de manifiesto que cada vez será más frecuente enfrentarnos a comportamientos extremos de los incendios, con intensidades mayores del fuego de superficie y por lo tanto con una mayor probabilidad de que estas masas sufran fuegos de copa.

Los datos de la distribución de la superficie quemada por especies arbóreas en Galicia ponen de manifiesto que *P. pinaster* ha sido la más afectada en el periodo 2006-2015 con el 45% de la superficie quemada, seguida de *Eucalyptus globulus* con un 37%. A nivel nacional, y durante el mismo período, las especies arbóreas más afectadas fueron *P. pinaster* y *Pinus halepensis* con un 21.04 y 21.79 % del total de superficie arbolada quemada seguidas de *E. globulus* con un 12.18%, *P. sylvestris* con un 3.79% y *P. radiata* con un 2.31% (López-Santalla y López-García 2019).

El riesgo de incendio y el comportamiento del fuego potencial en los pinares va cambiando a lo largo de su desarrollo vital pues van modificándose tanto la acumulación y disposición de combustible como la estructura de la masa. El peligro es especialmente alto en los estados de monte bravo y latizal, debido a la continuidad horizontal y vertical en el combustible, especialmente en regiones como Galicia donde la climatología favorece el desarrollo de la vegetación del sotobosque y en especies con mala poda natural como *P. radiata*. Trabajos como el de Arellano et al. (2017a) indican que los pinares tienen cargas de combustible fino en su sotobosque similares, aunque algo más bajas que los eucaliptales y mayores que las frondosas, siendo este combustible el que más contribuye a la propagación del fuego. Por otro lado, los pinares presentan menor discontinuidad entre el matorral del sotobosque y las copas de los árboles que los eucaliptales y densidades aparentes del dosel similares, en comparación con los eucaliptales y frondosas. Estas dos variables del combustible del dosel arbóreo contribuyen a que los pinares sean más propensos a sufrir incendios que se propagan por las copas de los árboles, es decir los denominados fuegos de copa activos y, por tanto, tiendan a generar mayor velocidad de propagación y longitud de llama que el resto de formaciones arboladas (Arellano

et al., 2017a). Aunque esto debe ser interpretado con precaución ya que los modelos usados para simular y analizar el comportamiento del fuego son distintos según la especie, Cruz et al. (2008) apuntan que los pinares, debido a características estructurales tales como alta densidad, espaciamiento uniforme y continuidad entre estratos de combustible, son una de las formaciones más inflamables.

Las características citadas se ven más acentuadas en especies como *P. pinaster* cuya copa genera un dosel de baja cobertura, permitiendo así el desarrollo de un sotobosque leñoso abundante (Fernandes y Rigolot, 2007) capaz de proporcionar la energía suficiente para iniciar el fuego de copas. En Portugal, con condiciones de estación y socioculturales respecto al fuego similares a Galicia, algunos estudios (Nunes et al. 2005; Moreira et al. 2009; Silva et al., 2009; Barros et al. 2014; Fernandes et al., 2016), han indicado que las masas de *P. pinaster* son más propensas al fuego, que otras cubiertas de vegetación. Esto es, tienden a ser más seleccionadas por el fuego que lo que les correspondería según la superficie que ocupan, mientras que para otros estudios esas diferencias son pequeñas (Carmo et al. 2011; Oliveira et al. 2013; Fernandes y Guiomar, 2017). Cuando las dimensiones de los incendios se hacen muy grandes, no obstante, esas diferencias de selectividad por el fuego parecen diluirse, probablemente por la preponderancia de las condiciones meteorológicas en el comportamiento del fuego (Barros et al., 2014). Además, esos resultados parecen depender del periodo de estudio analizado.

Un reciente trabajo de Nunes et al. (2019), ha analizado conjuntamente la incidencia del fuego en las parcelas de los IFN de España y Portugal en el periodo 2001-2015; encontraron que en Portugal el 12% y el 10% de las parcelas quemadas del IFN entre esos años corresponden a *P. pinaster* y *E. globulus*, respectivamente, mientras en España esos porcentajes son 34% y 11%, respectivamente. Vázquez de la Cueva (2012), en un estudio referido al periodo 1974-2005, confirmó la mayor actividad de fuego en España en algunas de las especies más usadas en reforestación como *P. pinaster*, *P. halepensis* y *Eucalyptus spp.* y lo confirmó, para el periodo 1974-2010 (Vázquez de la Cueva, 2016). También Vázquez de la Cueva (2017) indicó que el tipo de arbolado que se ha visto afectado en más ocasiones ha sido *Pinus pinaster* (32%), seguido de las especies del género *Eucalyptus* (19%). En Galicia, se han encontrado resultados no coincidentes, dependiendo del periodo de estudio, del tipo de uso del suelo (forestal o de interfaz) y la técnica estadística utilizada (Chas-Amil et al., 2015, 2020; Calviño-Cancela et al., 2014, 2016, 2017).

Lo anteriormente expuesto indica que los pinares gallegos son propensos a incendios de alta intensidad y que, debido al cambio global, las probabilidades de sufrir episodios de incendios de extrema severidad tienden a aumentar en el futuro, al tiempo que el crecimiento de la interfaz urbano-forestal hará crecer el riesgo para la población debido al fuego forestal. En este escenario será, cada vez más necesario seguir ampliando el conocimiento sobre los combustibles forestales, mejorar la modelización de sus parámetros estructurales relacionados con el comportamiento del fuego, y desarrollar tratamientos de combustible más eficaces. Teniendo presente esa problemática se han planteado los objetivos de esta tesis que se exponen a continuación.

## 2. Objetivos

---





## 2 OBJETIVOS

Los objetivos de la presente tesis son:

- Modelizar características estructurales de los combustibles del dosel arbóreo en masas de *P. pinaster*, *P. radiata* y *P. sylvestris* en Galicia mediante métricas LiDAR de baja densidad de puntos y variables de rodal. (Artículos 1-2)
- Explorar el potencial de los datos procedentes de las imágenes del satélite Sentinel-2A para estimar variables estructurales del combustible de superficie y del dosel arbóreo en masas de *P. pinaster* y *P. radiata* del noroeste de España que han sido objeto de diferentes tratamientos de clara. (Artículo 3)
- Determinar el funcionamiento de estas estimaciones desde el punto de vista de su capacidad para clasificar el tipo de fuego esperado bajo unas determinadas condiciones de quema. (Artículo 3)
- Evaluar en masas de *P. pinaster* y *P. radiata* en el noroeste de España: a) la propensión a potenciales fuegos de copas activos de masas aclaradas y sin aclarar de estos pinares, b) los efectos a medio plazo de la ejecución del tratamiento de clara fuerte, por si sola, sobre el complejo de combustible, el comportamiento y la severidad potenciales de un fuego que afectara al área tratada y c) la capacidad de los rodales quemados para proteger el suelo contra la erosión post-incendio. (Artículo 4)





# 3. Material y métodos

---





### 3 MATERIAL Y MÉTODOS

En primer lugar, se presenta en la Tabla 3.1 un resumen de los datos y principales métodos utilizados en los cuatro artículos incluidos en la presente tesis doctoral, con el propósito de ofrecer una visión comparativa de los aspectos comunes y diferenciadores de cada uno de ellos. Seguidamente se describen con detalle los aspectos más relevantes del apartado de material y métodos de cada uno de los artículos. Los artículos 1 y 2 (Anexos A y B) se tratan conjuntamente ya que en ellos se modelizan las mismas variables a partir de la misma fuente de información de datos de campo y bajo una metodología común, difiriendo entre ambos la especie de pino y la extensión del área de estudio. En los artículos 3 y 4 (Anexos C y D) se utiliza la misma red de parcelas, pero con objetivos diferentes; por lo tanto, sus metodologías se redactaron por separado, con la excepción de los aspectos comunes relativos a la red de parcelas y mediciones de campo, que se incluyen en el apartado correspondiente al del artículo 3.

Tabla 3.1. Resumen comparativo de aspectos relevantes de material y métodos de cada uno de los artículos incluidos en la presente tesis

Artículo	1 y 2 (Anexos A y B)	3 (Anexo C)	4 (Anexo D)
Tema central	Modelización de características de combustibles		Efectos de claras sobre combustibles, comportamiento y severidad del fuego y protección del suelo
Modelos desarrollados	Distribución vertical de CFL	SFL, FSG, CBH y CBD	Cobertura de suelo por acículas soflamadas caídas ( $SC_{sn}$ )
Variables explicativas cuantitativas	Métricas LiDAR y variables de rodal	Bandas espectrales e índices de vegetación de Sentinel-2A	Carga de acículas soflamadas caídas ( $W_{sn}$ )
Variables explicativas cualitativas	---	Tratamiento y especie	---
Nivel	Rodal (por agregación de valores de árbol individual)		
Especies	<i>P. pinaster</i> , <i>P. radiata</i> y <i>P. sylvestris</i>	<i>P. pinaster</i> y <i>P. radiata</i>	
Tipo de masa	Pura		
Área estudio	Galicia	Galicia y zona occidental de Asturias y León	

Artículo	1 y 2 (Anexos A y B)	3 (Anexo C)	4 (Anexo D)
Datos de campo	Parcelas del IFN4	Red de parcelas de ensayo de claras	
Georreferenciación	Garmin	Trimble-Geo-7X	
Sensor remoto	RIEGL LMS-Q680	MSI (Multi Espectral Instrument)	--
Métodos estadísticos	Ajuste simultáneo de sistemas de ecuaciones FIML ( $P_p$ y $P_r$ ) y SUR ( $P_s$ )	Regresión no paramétrica RF y MARS	Regresión no lineal y modelo mixto lineal generalizado (GLMM)
Modelos existentes aplicados en pasos intermedios	1) Perfiles de copa (Crecente-Campo et al., 2009a; 2013) 2) Biomasa de copa del árbol (Diéguez-Aranda et al., 2009)		
	3) Carga de combustible de superficie (Arellano-Pérez, 2011; Brown, 1974)		
	4) Variables de comportamiento del fuego (Van Wagner, 1977; Cruz et al., 2004; 2005)		
	4) Variables de comportamiento del fuego (Byram, 1959; Van Wagner, 1977; Cruz et al., 2005; Fernandes et al., 2009; 2014) 5) Severidad del fuego (Van Wagner, 1973; Vega et al., 2011)		
Escenarios meteorológicos	--	Tres condiciones de quema (Mitsopoulos y Dimitrakopoulos, 2007)	Percentiles extremos de $M_s$ y $U_{10}$
Software estadístico	R y SAS		

$CFL$  = carga de combustible disponible del dosel,  $SFL$  = carga total del combustible de superficie,  $FSG$  = distancia vertical entre los estratos del combustible de superficie y del dosel,  $CBH$  = altura de la base del dosel,  $CBD$  = densidad aparente del dosel,  $P_p$  = *P. pinaster*,  $P_r$  = *P. radiata*,  $P_s$  = *P. sylvestris*, FIML = Full Information Maximum Likelihood, SUR = Seemingly Unrelated Regression, RF = Random Forest, MARS = Multivariate Adaptive Regression Splines,  $M_s$  = humedad estimada del combustible fino muerto de la superficie,  $U_{10}$  = velocidad del viento exterior a 10 m

### 3.1 ARTÍCULOS 1 Y 2

**Artículo 1:** Modelización de la distribución vertical de la carga de combustible disponible del dosel usando el Inventario Forestal Nacional y datos LiDAR de baja densidad (*PLoS ONE*)

**Artículo 2:** Estimación de la distribución vertical de combustibles finos del dosel de copas en masas de *Pinus sylvestris* empleando datos LiDAR de baja densidad (Revista de Teledetección)

El principal objetivo planteado en estos dos artículos es la modelización de la distribución vertical de los combustibles del dosel de copas en pinares de Galicia en base a los datos de las parcelas del Cuarto Inventario Forestal Nacional (IFN4) e información LiDAR de baja densidad. El artículo 1 se centra en las especies *Pinus pinaster* y *P. radiata* mientras que el artículo 2 en *P. sylvestris*.

### 3.1.1 Datos de campo

El proyecto del Inventario Forestal Nacional (IFN) mantiene una red de parcelas de muestreo en toda España, cuyo objetivo es proporcionar información periódicamente actualizada sobre el estado de los recursos forestales nacionales (Alberdi et al., 2010, 2017). Las parcelas de muestreo se establecen en las intersecciones de una cuadrícula de 1 x 1 km en el sistema de coordenadas UTM (*Universal Transversal Mercator*) y constan de cuatro subparcelas circulares concéntricas. Las variables diámetro normal ( $d$ , 0.1 cm de precisión) y altura total ( $h$ , 0.1 m de precisión) son medidas en pies seleccionados en base a su diámetro y a su distancia al centro de parcela: los pies de  $d \geq 7.5$ ,  $d \geq 12.5$ ,  $d \geq 22.5$  y  $d \geq 42.5$  cm se miden en las subparcelas de radio 5, 10, 15 y 25 m, respectivamente. El número de pies menores ( $2.5 \leq d \leq 7.5$  cm) se recoge únicamente para la subparcela de radio 5 m (Figura 3.1, inferior derecha).

Para el presente trabajo se seleccionaron inicialmente todas las parcelas del IFN4 llevado a cabo en Galicia durante el año 2009 (MARM, 2011) de las especies en estudio ubicadas en masas puras de pino. De las 1.260 parcelas iniciales, y tras un proceso de descarte, se seleccionaron finalmente 664 (Figura 3.1, Apartado 3.1.3).

Las siguientes variables de rodal se calcularon a partir de las mediciones de árbol individual: densidad ( $N$ ), diámetro medio cuadrático ( $dg$ ), área basimétrica ( $G$ ) y altura dominante ( $H$ ), definida esta como la altura media de los 100 árboles más gruesos por hectárea. Para ello se utilizaron los factores de expansión que tienen en cuenta la relación entre la superficie de la parcela en la que se muestrea cada árbol y la hectárea, expresando el número de árboles por hectárea que cada árbol medido representa en el inventario.

### 3.1.2 Datos LiDAR

Los datos LiDAR para Galicia fueron adquiridos por el Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG) del Instituto Geográfico Nacional (IGN) como parte del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA). Los vuelos fueron realizados en la mitad este de Galicia (provincias de Lugo y Orense) durante el otoño de 2009 y en la mitad oeste (provincias de A Coruña y Pontevedra) entre el otoño de 2010 y la primavera de 2011. Para ello se contó con un sensor RIEGL LMS-Q680, instalado en una plataforma aérea de ala fija, operando a 1.064 nm, con una frecuencia de repetición de pulsos de 70 kHz, una frecuencia de escáner de 46 Hz, un ángulo máximo de escaneado de  $30^\circ$ , una divergencia máxima del haz de 0.5 mrad, una altura media de vuelo de 1300 m sobre el nivel del mar (elipsoide GRS80) y con un solape mínimo del 15%. Se obtuvieron del servidor informático del CNIG (<http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/catalogo.do?Serie=LIDA2>) bloques cuadrados de datos LiDAR de 2 km de lado, cubriendo estos toda la Comunidad Autónoma de Galicia. Se registró un máximo de 4 retornos por pulso, con una densidad teórica requerida por el proyecto PNOA de 0.5 primeros retornos  $m^{-2}$ .

La nube de puntos (Figura 3.2) fue filtrada e interpolada para generar un modelo digital del terreno (DTM) y un modelo digital de superficies (DSM), a partir de los cuales ésta se normalizó a valores de altura sobre el suelo (NHD). A partir de la nube de puntos normalizada se calcularon 38 métricas LiDAR de valores centrales, de dispersión, de asimetría, de kurtosis y percentiles de altura; así como indicadores de cobertura horizontal (Artículo 1: Tabla 1, Artículo 2: Tablas 1 y 2) para cada parcela circular con el software Fusion 3.60+ (McGaughey, 2016). La finalidad de las mismas fue la de ser utilizadas como variables predictoras en los subsecuentes análisis estadísticos. Las métricas se calcularon considerando los primeros retornos y los retornos totales de forma independiente (Naesset, 2002).

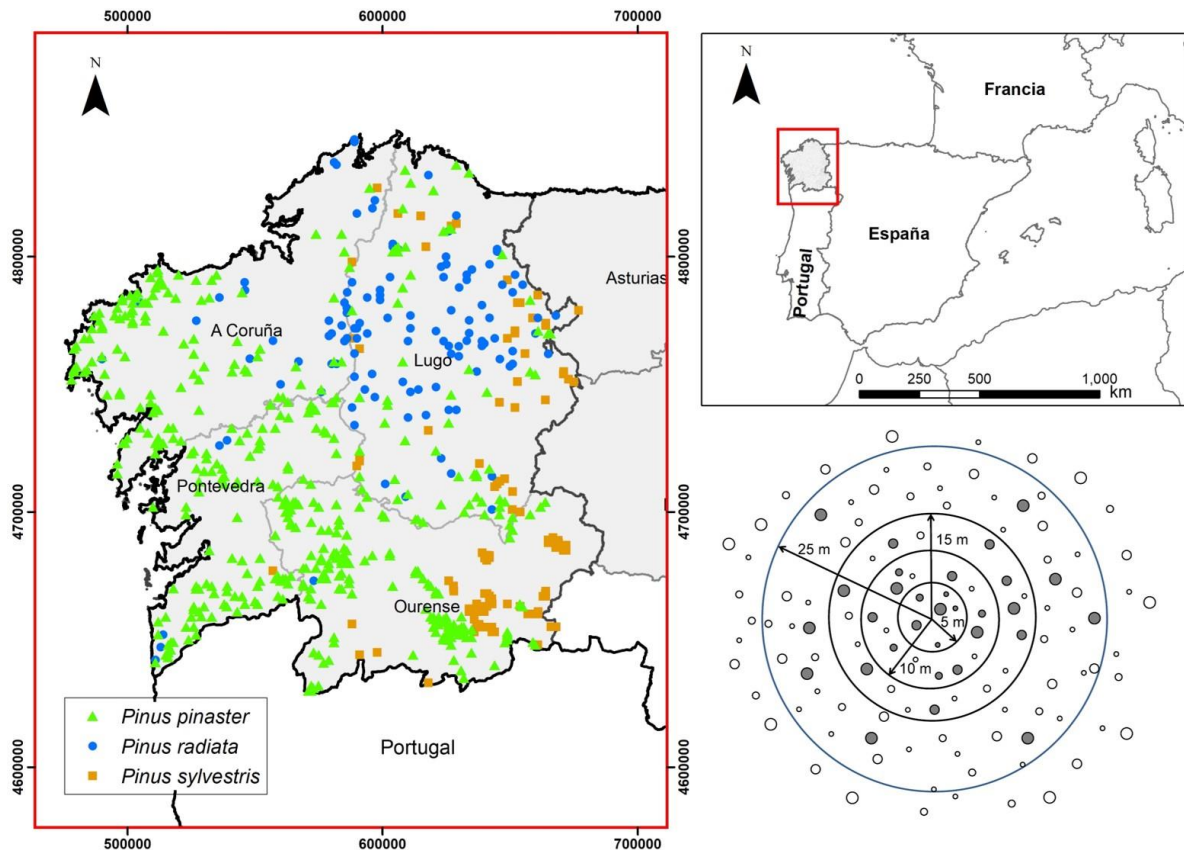


Figura 3.1. Localización de las parcelas de *P. pinaster*, *P. radiata* y *P. sylvestris* del IFN4 seleccionadas en este estudio (izquierda) y esquema de la parcela de muestreo utilizada en el IFN (derecha inferior). Círculos grises representan los árboles seleccionados para su medición en base a su diámetro y la distancia al centro de la parcela (inferior derecha). IFN = Inventario Forestal Nacional

El umbral de altura mínima (MHT), que es el límite inferior para el cálculo de las métricas de altura se estableció en 1.5 m, basándonos en las observaciones de campo y con el objetivo de no considerar el matorral, restos leñosos caídos o piedras cercanos a la superficie. Por otro lado, el umbral de la altura de la copa (HBT) es el límite para separar los datos de las nubes de puntos en dos conjuntos, los retornos del dosel de los retornos bajo el mismo, que nos permite estimar las métricas relacionadas con la cobertura del dosel. Ese umbral fue establecido en 4 m, de nuevo basado en lo observado habitualmente en campo y teniendo en cuenta las alturas de la base de copa y los posibles tratamientos de poda ejecutados.

En el filtrado de los datos para extraer los retornos del terreno de la nube de puntos LiDAR se empleó el algoritmo desarrollado por Kraus y Pfeifer (1998). Para ello se usaron los



siguientes parámetros (a: 1.0; b: 4.0; g: -2.5; w: 2.5; iteraciones: 5) propuestos por Barreiro-Fernández et al. (2016) para una amplia variedad de coberturas terrestres, tipos de bosques y pendientes.

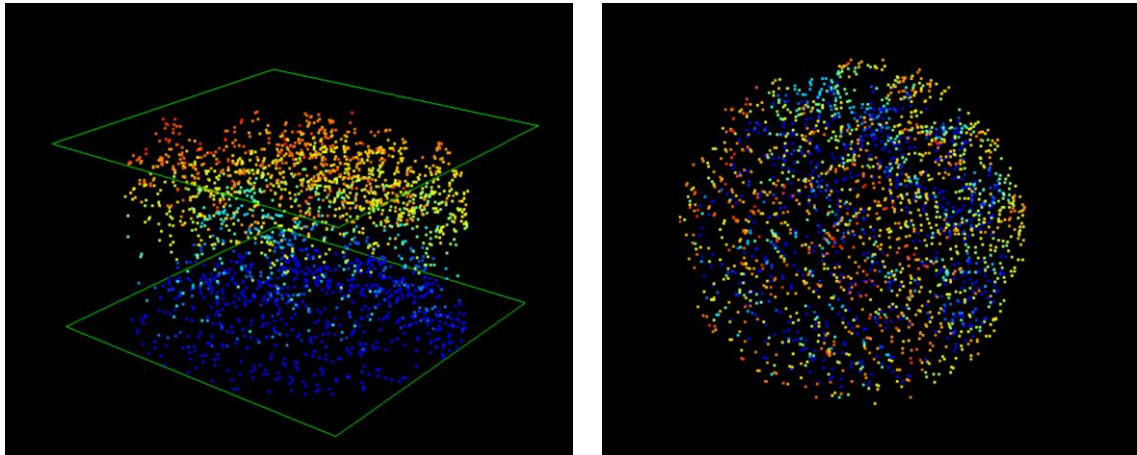


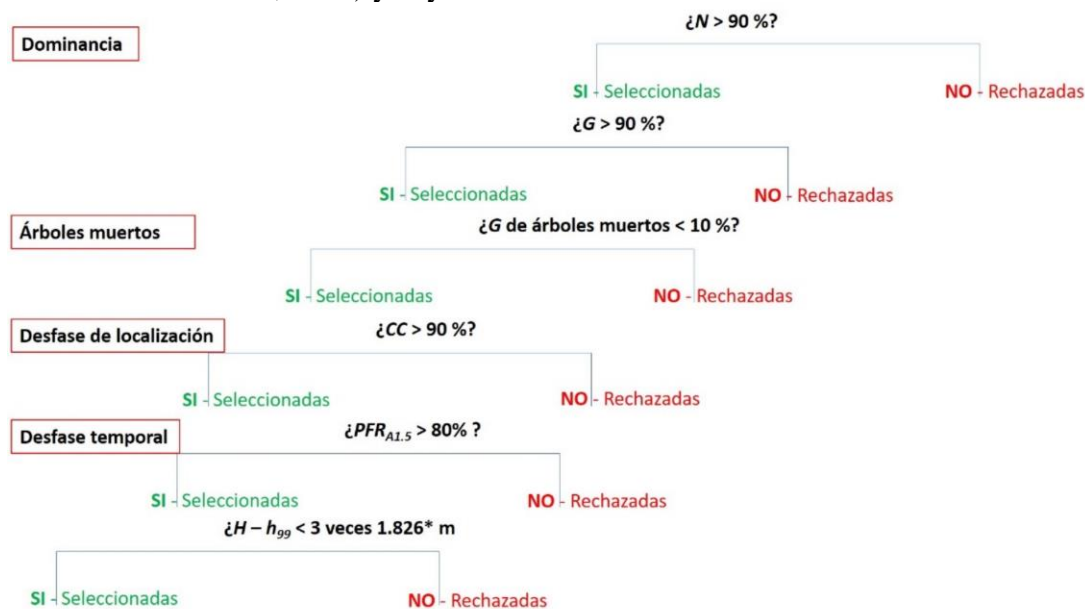
Figura 3.2. Nube de puntos LiDAR de una de las parcelas de *P. pinaster* del IFN4 usadas en la presente tesis. Está clasificada por elevaciones de menor a mayor altura (azul, amarillo y rojo) con vista oblicua (izquierda) y con vista cenital (derecha). IFN = Inventario Forestal Nacional. Fuente: J. Guerra-Hernández

### 3.1.3 Selección de parcelas

Se seleccionaron inicialmente todas aquellas parcelas en las que *P. pinaster*, *P. radiata* o *P. sylvestris* eran la especie dominante (sus pies suponían más del 90% del total y aportaban más del 90% al área basimétrica), rechazándose además aquellas parcelas en las que los árboles muertos supusieran más del 10% de área basimétrica (Figura 3.3). Esto implicó la selección de un total de 1260 parcelas: 829 de *P. pinaster*, 255 de *P. radiata* y 176 de *P. sylvestris*. Sin embargo, fue necesario reducir este tamaño de muestra ya que existen dos problemas asociados al uso de parcelas del IFN combinadas con datos LiDAR: i) la georreferenciación de las parcelas en el inventario de campo, y ii) el desfase temporal entre la toma de datos de campo y la toma de datos LiDAR (Figura 3.3).

En relación con el primer problema, la localización de las parcelas durante los trabajos de campo del IFN4 se realizó empleando equipos GPS Garmin estándar, pudiéndose esperar errores de posicionamiento de entre 3 y 5 m. En un estudio sobre el efecto del error de posicionamiento de las parcelas de campo y de su tamaño sobre las propiedades biofísicas de rodales forestales estimadas a partir de datos LiDAR, Gobakken y Næsset (2009) observaron que los posibles errores de posicionamiento de las parcelas en campo similares a los obtenidos en este estudio no afectaban considerablemente a las estimaciones de variables de rodal obtenidas de métricas LiDAR en parcelas de tamaño superior a los 400 m<sup>2</sup>. En este estudio se han empleado parcelas de 1964 m<sup>2</sup> para estimar las métricas LiDAR, por lo que los efectos de los posibles errores de posicionamiento pueden considerarse irrelevantes desde el punto de vista de los objetivos de este estudio. Por otro lado, suponiendo un error de posicionamiento superior al esperado, de entre 5 y 10 m, la superficie de solape de una parcela localizada correctamente y de una parcela desplazada es del 84.3% y 74.7%, respectivamente, siendo, además, las métricas LiDAR menos sensibles a este tipo de errores en masas adultas y densas. Por esta última razón, y con el objetivo de reducir al máximo las posibles fuentes de variación, únicamente se seleccionaron aquellas parcelas con fracción de cabida cubierta del dosel (CC) superior al 90%.

Respecto al desfase temporal, en Galicia, los trabajos de campo del IFN4 se realizaron entre 4 y 11 meses antes de efectuar los vuelos LiDAR del PNOA. Durante ese tiempo algunas parcelas pudieron ser objeto de aprovechamiento, recibir tratamientos selvícolas o verse afectadas por un incendio forestal o cualquier otra perturbación. Para evitar esta fuente de error se decidió eliminar aquellas parcelas en las que podría haberse dado esas circunstancias. Dado que la supervisión en campo requeriría una gran dedicación temporal y resultaría en exceso costosa, se decidió emplear los siguientes criterios (Figura 3.3): i) descartar aquellas parcelas con un porcentaje de primeros retornos láser por encima de 1,5 m ( $PFR_{A1.5}$ ) inferior al 80% y, ii) descartar parcelas con una diferencia entre la altura dominante ( $H$ ) medida en campo y el percentil 99 de altura de la distribución de retornos láser ( $h_{99}$ ) superior a tres veces la raíz del error medio cuadrático (RMSE) de un modelo preexistente para pinares en el área de estudio (González-Ferreiro et al., 2014) y cuyo valor es 1.826 metros.



**Figura 3.3. Diagrama de decisión de los criterios de selección de parcelas.** Estos criterios se establecieron según la dominancia de la especie de pino en cuestión (*P. pinaster* o *P. radiata* o *P. sylvestris*), presencia de árboles muertos y minimización de errores debidos al desfase de localización y temporal.  $N$  = densidad de pies,  $G$  = área basimétrica,  $CC$  = fracción de cabida cubierta del dosel,  $PFR_{A1.5}$  = porcentaje de primeros retornos láser por encima de 1.5 m,  $H$  = altura dominante,  $h_{99}$  = percentil 99 de altura de los retornos láser, \* RMSE = raíz del error medio cuadrático del modelo de estimación  $H = 1.06040 \cdot h_{99}$  (González-Ferreiro et al., 2014)

Tras aplicar los criterios de rechazo se seleccionaron finalmente 664 parcelas (436 en *P. pinaster*, 118 en *P. radiata* y 110 en *P. sylvestris*), mostrándose en la Tabla 3.2 los estadísticos descriptivos de las principales variables de rodal de estas parcelas.

**Tabla 3.2. Media y desviación típica de las principales variables de rodal de las parcelas de muestreo finalmente seleccionadas en masas de *P. pinaster*, *P. radiata* y *P. sylvestris***

Variable	Estadístico	<i>P. pinaster</i>	<i>P. radiata</i>	<i>P. sylvestris</i>
$N$	Media	911	784	857.48
(pies ha <sup>-1</sup> )	Desv. std.	735.02	532.86	550.26
$G$	Media	21.88	22.55	25.43
(m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Desv. std.	14.59	13.40	15.33
$H$	Media	15.09	16.98	12.07
(m)	Desv. std.	5.66	5.70	4.31
$dg$	Media	19.69	21.45	19.81
(cm)	Desv. std.	8.29	9.82	5.63

$N$  = densidad,  $G$  = área basimétrica,  $H$  = altura dominante,  $dg$  = diámetro medio cuadrático, Desv. std. = desviación típica

### 3.1.4 Construcción y modelización de la distribución vertical de CFL

La Figura 3.4 muestra el flujo de trabajo seguido para construir y modelizar el perfil vertical de la carga de combustible disponible del dosel (CFL), considerando como disponible la biomasa de acículas y ramillas finas. El proceso se basa en la aproximación de Keyser y Smith (2010) descrita en el Apartado 1.2.2 que asume que la distribución de biomasa de copa es diferente en cada árbol. También se basa en la metodología de Sando y Wick (1972), consistente en fraccionar todos los árboles de cada parcela en capas horizontales de 0.3 m de altura desde el suelo hasta el ápice del árbol más alto, y asignar a cada capa su carga correspondiente. Los pasos 1 a 3 del flujo de trabajo se refieren a cálculos realizados a nivel de árbol individual a partir de datos de campo, con el propósito de determinar la biomasa disponible en la copa de cada pie y su distribución vertical; los pasos 4 a 6 se encaminan a la construcción del perfil vertical de distribución de CFL en cada parcela, por agregación de la información disponible a nivel de árbol individual y a la caracterización de dicha distribución mediante el uso de la función de densidad de Weibull. Por último, el paso 7 se refiere a la modelización de los parámetros de dicha función a partir de la información correspondiente a la totalidad de las parcelas.

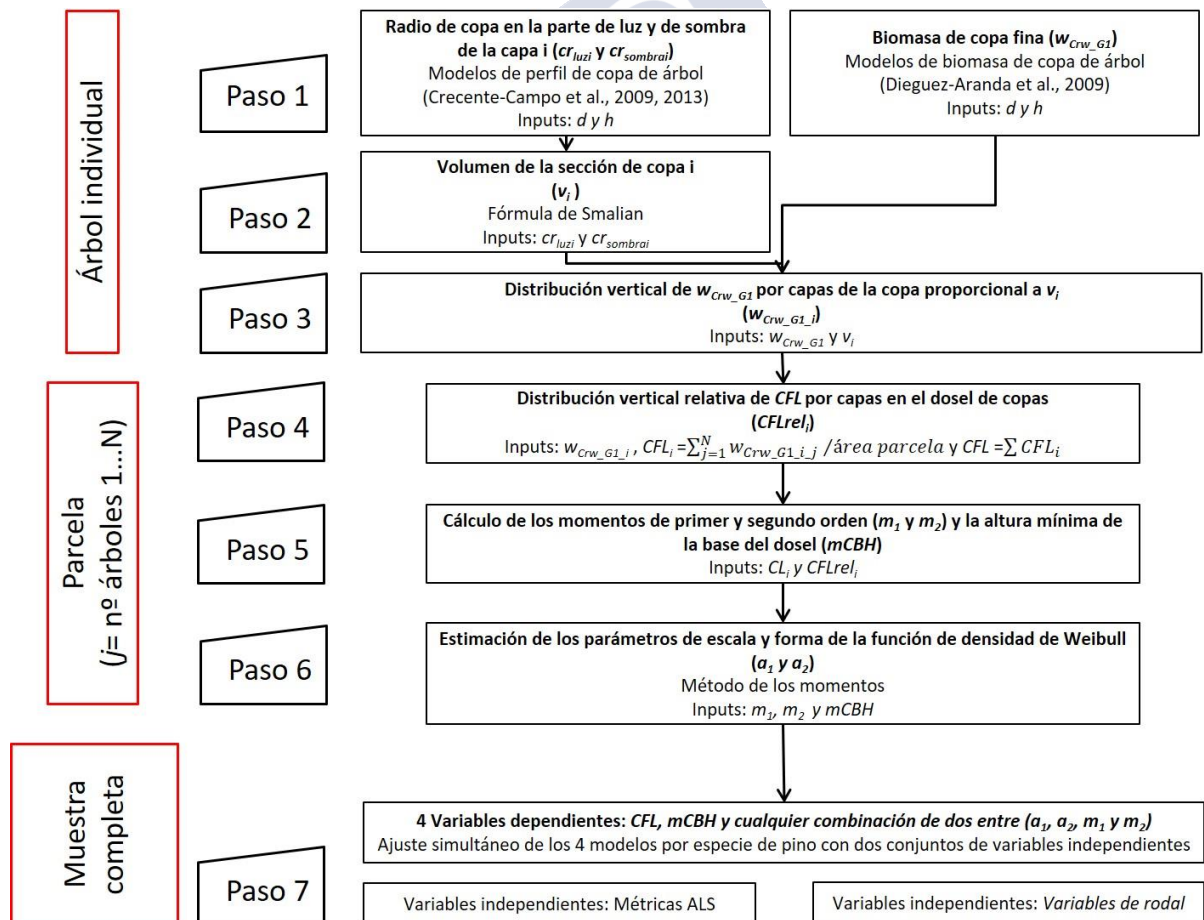


Figura 3.4. Flujo de trabajo seguido en la modelización de la distribución vertical de la carga de combustible disponible del dosel (CFL).  $d$  = diámetro normal,  $h$  = altura total,  $CL$  = longitud de copa del dosel

*Determinación de la distribución vertical de biomasa fina de copa a nivel de árbol individual*

Para acometer esta tarea se recurrió a los modelos de estimación de perfil de copa de árbol individual de Crecente-Campo et al. (2009a; 2013) y a los modelos de estimación de biomasa fina de los componentes de la copa de Diéguez-Aranda et al. (2009) (Figura 3.4, Paso 1), ajustados todos ellos para las tres especies de pino en el área de estudio de esta tesis. La biomasa fina de copa de cada capa de 30 cm se determinó asumiendo que la biomasa total disponible se distribuye verticalmente de forma proporcional a la distribución vertical del volumen de copa (Figura 3.4, Pasos 2 y 3).

Los sistemas de estimación de perfil de copa utilizados están formados por las siguientes ecuaciones, mostrándose en la Figura 3.5 un esquema que facilita su comprensión e incluye el significado de todas sus variables respuesta y predictoras:

$$cr_{luzj} = D_{copa} \cdot \left( \frac{cl - cl_j}{cl_{luz}} \right)^{a_0 + a_1 \left( \frac{cl - cl_j}{cl_{luz}} \right)^{0.5} + a_2 \cdot \frac{h}{d}} \quad (3.1)$$

$$cr_{sombraj} = D_{copa} \cdot \left( b_1 + (1 - b_1) \cdot \left( \frac{cl_j}{cl_{sombra}} \right)^{b_2} \right) \quad (3.2)$$

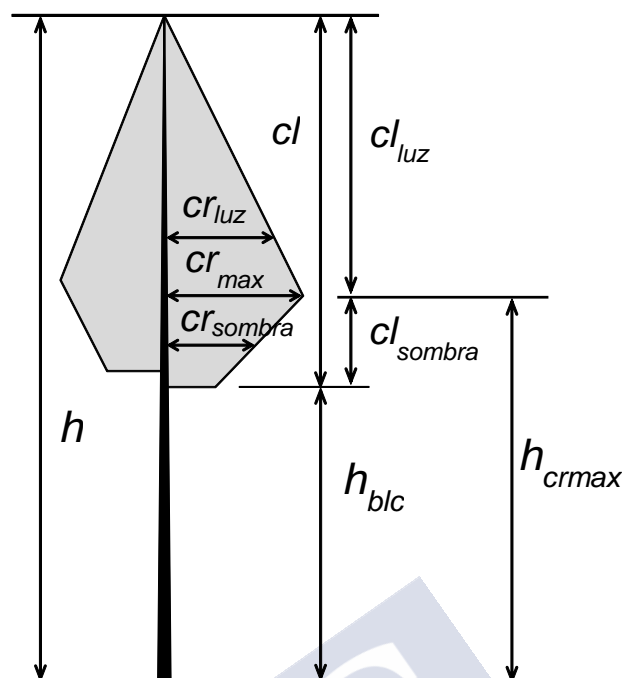
$$h_{cr_{max}} = h_{blc} + \frac{h - h_{blc}}{1 + \exp(c_0 + c_1 \cdot h + c_2 \cdot (h - h_{blc}) + c_3/d)} \quad (3.3)$$

$$cr_{max} = \frac{\exp(-0.9438 + 0.8371 \cdot \log(d))}{2} \left( \frac{h - h_{blc}}{h} \right)^{(e_0 + e_1/d + e_2 \cdot (h - h_{blc}))} \quad (3.4)$$

$$cr_{max} = \frac{\exp(-0.2911 + 0.6716 \cdot \log(d))}{2} \cdot \left( \frac{h - h_{blc}}{h} \right)^{(e_0 + e_1 \cdot d + e_2 \cdot \frac{d}{h} + e_3 \cdot (h - h_{blc}))} \quad (3.5)$$

$$cr_{max} = \frac{0.4209 \cdot d^{0.6353}}{1 + \exp(e_0 + e_1 \cdot d + e_2 \cdot h + e_3 \cdot cl/h)} \quad (3.6)$$

donde  $d$  es el diámetro normal del árbol y  $a_i$ ,  $b_i$ ,  $c_i$ , y  $e_i$  son parámetros cuyas estimaciones para cada especie figuran en la Tabla 3.3. Las ecuaciones 3.1 a 3.3 son comunes para las tres especies de pino mientras que las ecuaciones 3.4, 3.5 y 3.6 se emplean para *P. pinaster*, *P. sylvestris* y *P. radiata*, respectivamente.



**Figura 3.5.** Esquema y nomenclatura utilizada para definir las variables del perfil de copa de árbol individual.  $cr_{luz}$  = radio de la copa en la parte de luz (m) en el punto de medición  $cl_j$  medido desde la base de la copa,  $cr_{max}$  = radio máximo de la copa (m) =  $D_{copa}/2$ ,  $cl$  = longitud de la copa (m),  $cl_{luz}$  = longitud de la copa de luz (m),  $cr_{sombra}$  = radio de la copa en la parte de sombra (m) en el punto de medición  $cl_j$  medido desde la base de la copa,  $cl_{sombra}$  = longitud de la copa de sombra (m),  $h$  = altura total del árbol,  $h_{blc}$  = altura de la base de la copa viva,  $h_{crmax}$  = altura a la que se alcanza el radio máximo de la copa (m)

**Tabla 3.3.** Estimadores de los parámetros del sistema de perfil de copa de árbol individual para cada especie de pino: *P. pinaster*, *P. sylvestris* y *P. radiata* en Galicia. Fuente: Crecente-Campo et al. (2009a, 2013)

Especie	Ecuación	Parámetro y estimación		R <sup>2</sup>
<i>P. pinaster</i>	(3.1)	$a_0$	0.2147	0.7130
	(3.1)	$a_1$	0.6386	
	(3.2)	$b_1$	0.7443	
	(3.2)	$b_2$	1*	0.4228
	(3.3)	$c_0$	1.297	
	(3.3)	$c_2$	-0.08765	
	(3.3)	$c_3$	3.972	0.8616
	(3.4)	$e_0$	0.5156	
	(3.4)	$e_1$	-1.712	
	(3.4)	$e_2$	-0.01789	
<i>P. sylvestris</i>	(3.1)	$a_0$	0.6414	0.8581
	(3.1)	$a_2$	-0.1551	
	(3.2)	$b_1$	0.7134	
	(3.2)	$b_2$	0.4561	0.7228
	(3.3)	$c_1$	0.01508	
	(3.3)	$c_2$	0.05044	
	(3.3)	$c_3$	9.103	0.9826
	(3.5)	$e_0$	0.7636	
	(3.5)	$e_1$	-0.01564	
	(3.5)	$e_2$	0.1972	
	(3.5)	$e_3$	-0.006250	0.7661

Especie	Ecuación	Parámetro y estimación		R <sup>2</sup>
<i>P. radiata</i>	(3.1)	$a_0$	0.5499	0.9010
	(3.1)	$a_1$	-0.1212	
	(3.1)	$a_2$	-0.0578	
	(3.2)	$b_1$	0.7131	0.8591
	(3.2)	$b_2$	0.3513	
	(3.3)	$c_0$	0.5954	
	(3.3)	$c_1$	0.0211	0.8659
	(3.3)	$c_2$	-0.0269	
	(3.6)	$e_0$	1.0140	
	(3.6)	$e_1$	-0.0280	0.7264
	(3.6)	$e_2$	0.0170	
	(3.6)	$e_3$	-1.0840	

$a_i, b_i, c_i, e_i$  = parámetros, \* Este parámetro se ajustó a 1 para conseguir la convergencia del sistema

Por otro lado, las ecuaciones de estimación de biomasa utilizadas figuran en la Tabla 3.4

Tabla 3.4. Ecuaciones para la estimación de la biomasa fina de copa de las principales especies de pino de Galicia: *P. pinaster*, *P. radiata* y *P. sylvestris*. Fuente: Diéguez-Aranda et al. (2009)

Especie	Fracción	R <sup>2</sup>
<i>P. pinaster</i>	$w_{b0.5} = 0.001880 \cdot d^{2.154}$	0.678
	$w_l = 0.005000 \cdot d^{2.383}$	0.823
<i>P. radiata</i>	$w_{b0.5} = 0.007800 \cdot d^{1.961}$	0.691
	$w_l = 0.04230 \cdot d^{1.714}$	0.789
<i>P. sylvestris</i>	$w_{b0.5-2} + w_{b0.5} = 0.1432 \cdot d^{1.510}$	0.625
	$w_l = 0.1081 \cdot d^{1.510}$	0.625

$w_{b0.5}$  = biomasa de ramillas con diámetro máximo de 0.5 cm (kg),  $w_{b0.5-2}$  = biomasa de ramillas con diámetro comprendido entre 0.5 y 2 cm (kg),  $w_l$  = biomasa de acículas (kg),  $d$  = diámetro normal (cm),  $h$  = altura total (m)

Como se aprecia en las ecuaciones anteriores, las estimaciones de la biomasa fina de las ramillas no corresponden al límite de diámetro habitualmente utilizado, en estudios de incendios, de 6 mm, pero al ser las únicas ecuaciones disponibles construidas a partir de muestras del área del estudio se asumieron como válidas por ser la mejor aproximación posible. Por otro lado, la ecuación de biomasa de ramillas para *P. sylvestris* incluye también las ramas con un diámetro inferior a 2 cm. En este caso, al ser una fuente de error más importante se procedió a estimar un factor corrector de la ecuación. Para ello se tomó en campo una muestra de 90 ramillas de tres árboles seleccionados aleatoriamente en cada una de 10 parcelas instaladas en rodales puros de la especie en dos niveles de calidad de estación y 5 intervalos de edad. Se separaron las fracciones de ramillas (hasta 5 mm) y ramas finas (hasta 2 cm), se determinó el porcentaje de masa seca que suponen las primeras sobre las segundas para cada combinación de calidad de estación e intervalo de edad y se usaron dichos valores como factor de corrección de las estimaciones de la ecuación anteriormente comentada (Fernández-Alonso et al., 2013).



### *Construcción y caracterización de la distribución vertical de CFL a nivel rodal*

El perfil vertical de *CFL* en cada parcela se obtuvo mediante la agregación de la biomasa que cada árbol individual de la parcela aportaba a cada una de las secciones de 30 cm de altura, dividido entre la superficie de la parcela (Figura 3.4, Paso 4). A partir de este perfil, denominado “perfil observado” se obtuvo la altura mínima de la base del dosel (*mCBH*) por parcela, que se definió como el límite inferior de la primera capa de 0.3 m con un valor de *CFL* superior a cero (adaptado de Sando y Wick, 1972). Los perfiles verticales de *CFL* observados se caracterizaron mediante la función de densidad de probabilidad de Weibull de dos parámetros:

$$CFL_i = CFL \cdot \left(\frac{a_2}{a_1}\right) \cdot \left(\frac{cl_i - mCBH}{a_1}\right)^{a_2-1} \cdot e^{-\left(\frac{cl_i - mCBH}{a_1}\right)^{a_2}} \quad (3.7)$$

donde  $CFL_i$  es la carga de combustible disponible en la capa  $i$  ( $\text{kg m}^{-2}$ );  $CFL$  es la carga de combustible disponible total ( $\text{kg m}^{-2}$ );  $cl_i$  es la longitud de copa para la capa  $i$  (m), definida como la distancia desde la base del árbol hasta el límite superior de la correspondiente capa de 0.3 m de altura; y  $a_1$  y  $a_2$  son respectivamente los parámetros de escala y de forma de la función de Weibull para cada parcela.

Los parámetros de escala ( $a_1$ ) y de forma ( $a_2$ ) se estimaron empleando el método de los momentos (Figura 3.4, Pasos 5 y 6) para lo que fue necesario resolver para cada parcela el sistema de dos ecuaciones con dos incógnitas siguiente:

$$m_2 = \frac{(m_1 - mCBH)^2}{\Gamma^2 \left[1 + \frac{1}{a_2}\right]} \cdot \left( \Gamma \left[1 + \frac{2}{a_2}\right] - \Gamma^2 \left[1 + \frac{1}{a_2}\right] \right) \quad (3.8)$$

$$a_1 = \frac{m_1 - mCBH}{\Gamma \left[1 + \frac{1}{a_2}\right]} \quad (3.9)$$

donde  $m_1$  es el momento de primer orden de los valores relativos de *CFL* respecto a cero, es decir, su media;  $m_2$  es el momento de segundo orden de los valores relativos de *CFL* respecto a su media, es decir, su varianza y  $\Gamma$  es la función Gamma.

### *Modelización de la distribución vertical de CFL*

El siguiente paso consistió en el ajuste de un sistema de ecuaciones que permita estimar los perfiles verticales de distribución de *CFL* para cada una de las tres especies objeto de estudio, a partir de métricas LiDAR. Además, se ajustó un sistema de ecuaciones, a partir de las variables de rodal obtenidas de los inventarios de campo para estas mismas especies (Figura 3.4, Paso 7).

Este proceso implicó el ajuste de cuatro ecuaciones por especie y tipo de variable predictora (LiDAR o variables de rodal): una ecuación por cada una de las cuatro variables que definen las distribuciones verticales: *CFL*, *mCBH* y los parámetros  $a_1$  y  $a_2$  de la función de Weibull. La estimación de estos dos parámetros puede hacerse de diferentes maneras: i) ajustando ecuaciones que los relacionen directamente con las variables predictoras, bien sean métricas LiDAR o variables de rodal; ii) ajustando ecuaciones que relacionen los momentos  $m_1$  y  $m_2$  con las variables predictoras, de modo que los parámetros se obtienen posteriormente resolviendo el sistema de ecuaciones que los relaciona con los momentos y anteriormente definido; y iii) mediante una combinación de ambas alternativas.

El ajuste de cada sistema de ecuaciones se realizó en dos fases. En la primera fase se seleccionó el mejor conjunto de variables independientes (métricas LiDAR o variables de rodal) para cada variable dependiente, tratando de evitar problemas de multicolinealidad. Para ello se compararon modelos lineales y potenciales linealizados que permitieron el uso del método de selección de variables *stepwise* y, una vez seleccionado el mejor conjunto de predictores, el modelo original se ajustó utilizando regresión no lineal empleando las estimaciones de los parámetros del modelo lineal como valores iniciales del procedimiento iterativo. En la segunda fase, se ajustaron simultáneamente los modelos seleccionados para cada una de las variables dependientes. La evaluación del comportamiento de cada ecuación se basó en el análisis de los estadísticos de bondad del ajuste raíz del error medio cuadrático (RMSE) y eficiencia del modelo (ME), junto con el análisis visual de las gráficas de valores observados y de residuos frente a valores predichos.

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n - p}} \quad (3.10)$$

$$\text{ME} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad (3.11)$$

siendo  $y_i$ ,  $\hat{y}_i$  e  $\bar{y}$  los valores observado, estimado y medio de la variable dependiente, respectivamente,  $n$  el número de datos empleados en el ajuste del modelo y  $p$  el número de parámetros del mismo.

Por último, con el propósito de evaluar el error que implica el uso de la aproximación propuesta para estimar los perfiles verticales de *CFL*, se calcularon los valores de RMSE y ME mediante la comparación de los perfiles verticales observados y estimados en cada parcela.

En *P. sylvestris* (Artículo 2) además del sistema de cuatro ecuaciones ya mencionado también se ajustaron un par de ecuaciones más para estimar la altura media de la base del dosel (*CBH*) y la altura media del rodal ( $\bar{h}$ ), integradas dentro del mismo sistema, a partir de los mismos datos del IFN4 y las métricas LiDAR del vuelo PNOA. Esto mismo se llevó a cabo para *P. pinaster* y *P. radiata* en la presente tesis, obteniendo sistemas más completos a los publicados en los artículos originales.

### 3.2 ARTÍCULO 3

**Artículo 3:** Potencial de los datos de Sentinel-2A para modelizar las características del combustible de superficie y del dosel relacionadas con el riesgo de fuego de copas (*Remote Sensing*).

Este trabajo, tal como y como se desprende del título del artículo, se planteó con el objetivo de evaluar la posibilidad de utilizar información derivada de las imágenes Sentinel-2A para modelizar variables de los combustibles, tanto de copas como de superficie. También incluye como objetivo la evaluación de la capacidad de los valores estimados de las variables para clasificar el tipo potencial de fuego.

#### 3.2.1 Red de parcelas

El estudio se desarrolla en una red de parcelas arboladas de ensayo de claras con 41 localizaciones establecidas en masas puras y coetáneas de *P. pinaster* (22 localizaciones) y *P. radiata* (19 localizaciones) distribuidas por Galicia, León y Asturias (Figura 3.6). En la fecha de instalación de la red (año 2009) la edad de la masa oscilaba entre 12 y 32 años en *P. pinaster* y entre 12 y 22 años en *P. radiata*.

En cada localización se establecieron tres parcelas rectangulares de 1000 m<sup>2</sup> de superficie (25 x 40 m) cuyos vértices fueron georreferenciadas con un GPS diferencial Trimble GEO 7-X. A cada parcela se le asignó aleatoriamente uno de tres tratamientos de clara: control (C, sin tratar, sólo se extrajeron los pies muertos), clara débil (LT, 20% de G extraído) y clara fuerte (HT, 40% de G extraído). Todas las parcelas se podaron previamente a una altura mínima de 2.5 m. Las claras se llevaron a cabo por lo bajo, manualmente con motosierra, aproximadamente un año después de la instalación de las parcelas. Los troncos de los árboles apeados se extrajeron inmediatamente después de la clara, aunque en algunas parcelas se dejaron trozas de pequeño diámetro (normalmente < 10 cm) en el sitio ya que su extracción no era rentable. Los restos de corta se dejaron esparcidos en el sitio, práctica habitual en la región.

En cada una de las parcelas se realizaron varios inventarios dasométricos. En el año 2009-2010 se efectuaron dos inventarios, uno antes y otro inmediatamente después de la clara, y posteriormente se repitieron en 2011-2012, 2013-2014 y 2015-2016. Además de las mediciones en los árboles, durante este último inventario se llevaron a cabo mediciones detalladas de los combustibles de superficie (vegetación leñosa o herbácea del sotobosque, restos leñosos caídos y hojarasca y mantillo) en las parcelas control y clara fuerte (Figura 3.7).

En la mayoría de las parcelas de *P. pinaster* el combustible de superficie predominante fue la hojarasca, seguida de diversas especies de vegetación leñosa (*Ulex europaeus*, *Ulex gallii*, *Erica australis* y *Pterospartum tridentatum*) y en menor medida *Rubus ulmifolius*, *Pteridium aquilinum* y algunas gramíneas. En las parcelas de *P. radiata* la hojarasca y la vegetación leñosa (*U. gallii*, *Erica sp.* y *P. tridentatum*) presentaron porcentajes de aparición muy parecidos, seguidas de *R. ulmifolius*, mucho más frecuente que en las parcelas de *P. pinaster*, y en menor medida *P. aquilinum*.

En el Artículo 3 se utilizaron solamente las mediciones efectuadas en el último inventario (2015-2016), contándose por lo tanto con un total de 123 parcelas con inventario dasométrico distribuidas entre los tres tratamientos (C, LT, HT) y 82 parcelas (tratamientos C y HT) con

inventario del combustible de superficie. El artículo 4, que se describirá más adelante, se basa en la misma red de parcelas y en él se utilizaron los datos de campo procedentes de los cuatro inventarios dasométricos efectuados en las 82 parcelas con tratamientos extremos (C y HT) entre 2009 y 2016 y los datos del inventario de combustibles de superficie medidos en este último inventario.

En los siguientes apartados se detallan los inventarios realizados y las variables de masa, del dosel y del complejo de combustible de superficie obtenidas a partir de los mismos.

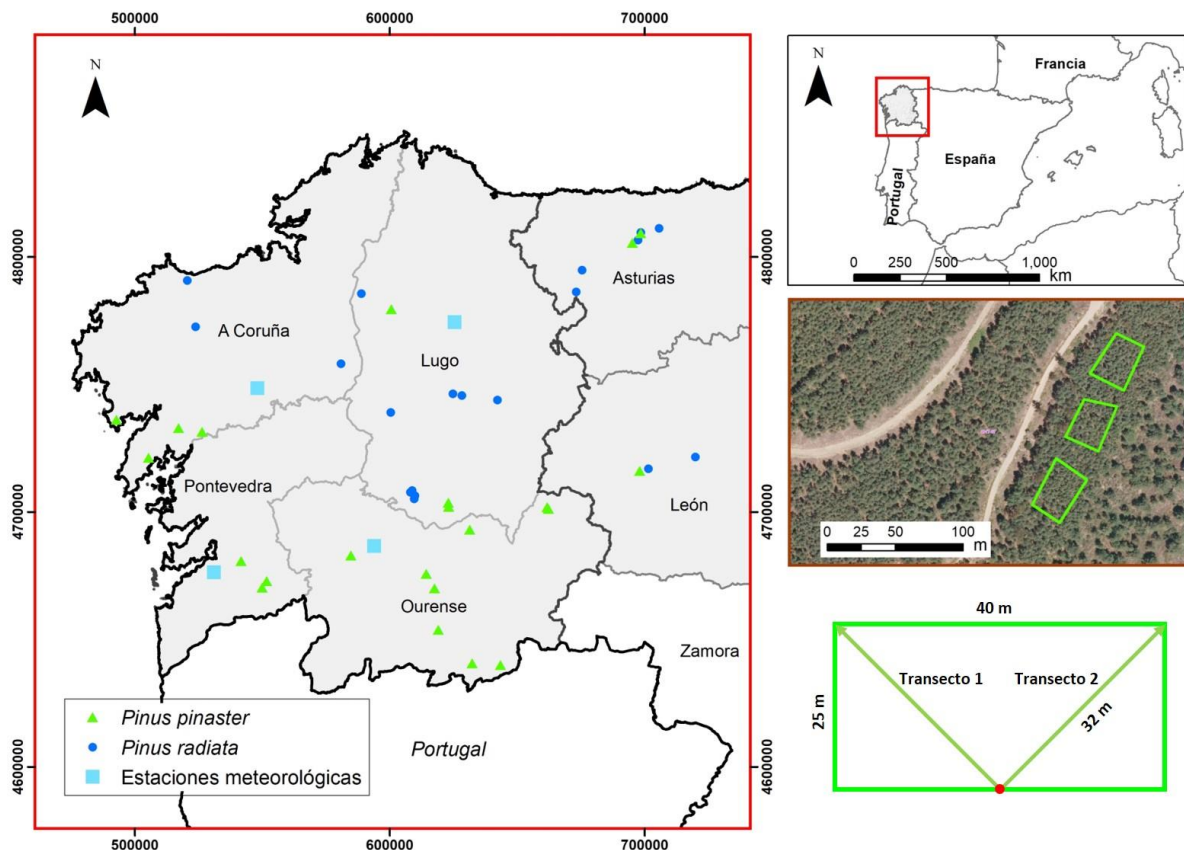


Figura 3.6. Localización geográfica de la red de parcelas de ensayos de clara en *P. pinaster* y *P. radiata* (izquierda). Ejemplo de tres parcelas de muestreo (polígonos verdes) en una de las localizaciones de ensayo (medio derecha). Croquis de los transectos de inventario del combustible de superficie en cada parcela (inferior derecha)





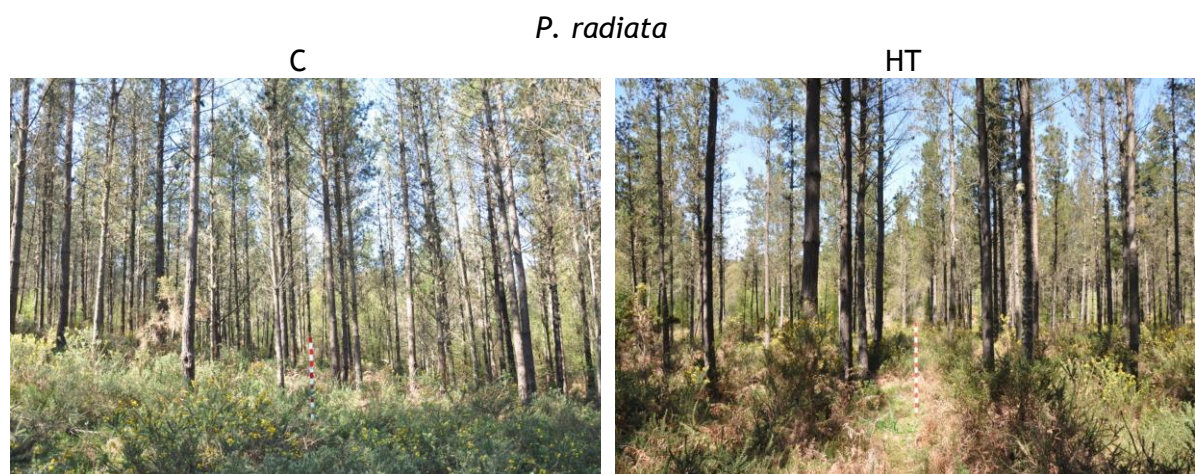


Figura 3.7. Ejemplos de las parcelas control (C) y clara fuerte (HT) de *P. pinaster* (superior) y de *P. radiata* (inferior) con *Ulex* sp. como vegetación del sotobosque utilizadas en la presente tesis.

### 3.2.2 Variables de árbol, de rodal y del combustible del dosel

En los tres primeros inventarios dasométricos se midieron las siguientes variables en todos los árboles: diámetro normal ( $d$ , cm) en dos mediciones perpendiculares, con forcípula de 0.1 cm de precisión; altura total del árbol ( $h$ , m), medida con hipsómetro digital (Vertex-IV) de 0.1 m de precisión y altura de la base de la copa viva ( $h_{blc}$ , m), hasta el punto de inserción más bajo de las ramas vivas en el árbol, y medida también con hipsómetro digital.

En el último inventario no fue posible la medición de las alturas de los árboles, midiéndose una muestra aleatoria de 30 árboles y una muestra adicional que incluía todos los árboles dominantes (la proporción de los 100 árboles de mayor diámetro por hectárea). Para estimar los valores de  $h$  y  $h_{blc}$  de los árboles restantes se utilizaron modelos generalizados de  $h-d$  (Diéguez-Aranda et al., 2009) y modelos de perfil de copa (Crecente-Campo et al., 2009a; 2013) desarrollados en el área de estudio para *P. radiata* y *P. pinaster*, respectivamente. La densidad ( $N$ ), el diámetro medio ( $\bar{d}$ ), el área basimétrica ( $G$ ), la altura media ( $\bar{h}$ ) y la altura dominante ( $H$ ) se calcularon para cada parcela e inventario a partir de las variables de árbol.

A partir de las variables anteriores se estimaron las principales características del combustible del dosel arbolado relacionadas con el riesgo de fuego de copas ( $CFL$ ,  $CBD$ ,  $CBH$  y  $FSG$ ) siguiendo el método *load over depth* (Van Wagner, 1977) descrito en el Apartado 1.2.2. Para ello se siguieron los siguientes pasos: i) determinación de la biomasa fina de copa de cada árbol a partir de su diámetro normal ( $d$ ) y su altura total ( $h$ ) mediante la aplicación de las ecuaciones de Diéguez-Aranda et al. (2009) incluidas en la Tabla 3.4; ii) obtención de  $CFL$  por agregación de la biomasa de copa fina aportada por cada uno de los árboles de la parcela y división entre la superficie de la misma; iii) determinación de  $CBD$  como el cociente entre  $CFL$  y la longitud de copa media del dosel ( $CL$ ), calculada mediante la diferencia entre la altura media del arbolado ( $\bar{h}$ ) y la altura media de la base del dosel ( $CBH$ ); y, iv) cálculo de la distancia vertical entre los estratos del combustible de superficie y del dosel ( $FSG$ ) por diferencia entre  $CBH$  y la altura media de la vegetación del sotobosque ( $\bar{h}_{us}$ ). En el último inventario también se estimó la fracción de cabida cubierta ( $CC$ ) de todas las parcelas a partir de dos fotografías hemisféricas tomadas en el punto medio de cada uno de los dos transectos de 32 m (Figura 3.8, Apartado 3.2.3) mediante el uso del programa informático *Gap Light Analyzer* (GLA) desarrollado por Frazer et al. (1999). Esta variable se utilizó únicamente en el Artículo 4.



Figura 3.8. Fotografías hemisféricas realizadas con el ForeStereo al dosel arbóreo en alguna de las parcelas de *P. pinaster* (izquierda) y *P. radiata* (derecha) de la tesis

Los estadísticos descriptivos de las principales variables de rodal y características del combustible del dosel de copas de las parcelas control, clara débil y clara fuerte de cada especie de pino para el inventario del invierno 2015-2016 se muestran en la Tabla 3.5.

Tabla 3.5. Media y desviación típica de las principales variables de rodal y características del combustible del dosel, diferenciando entre tratamientos y especies de pino, correspondientes al inventario 2015-2016

Variable	Estadístico	<i>P. pinaster</i>			<i>P. radiata</i>		
		C	LT	HT	C	LT	HT
<i>t</i>	Media	23.63	23.63	23.63	22.32	22.32	22.32
(años)	Desv. std.	4.28	4.28	4.28	10.27	10.27	10.27
<i>N</i>	Media	1401.22	972.89	707.85	1207.69	795.15	549.29
(pies ha <sup>-1</sup> )	Desv. std.	515.01	368.87	218.45	500.75	240.90	185.07
<i>G</i>	Media	45.93	38.37	32.84	41.60	33.74	29.03
(m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Desv. std.	8.31	8.05	6.43	10.27	7.37	7.17
$\bar{d}$	Media	20.63	23.08	24.70	20.49	22.92	25.78
(cm)	Desv. std.	3.92	4.85	4.27	3.11	2.80	3.46
$\bar{h}$	Media	14.69	14.78	15.20	19.66	19.90	20.72
(m)	Desv. std.	2.48	2.73	2.67	2.45	2.40	2.95
<i>H</i>	Media	15.90	16.00	15.98	22.69	22.69	22.24
(m)	Desv. std.	2.53	2.88	2.75	2.64	2.60	2.92
<i>dg</i>	Media	21.24	23.48	25.03	21.55	23.57	26.30
(cm)	Desv. std.	3.91	4.88	4.31	3.07	2.85	3.45
<i>CBH</i>	Media	8.77	8.61	8.61	10.73	10.14	9.57
(m)	Desv. std.	2.19	2.36	2.35	2.55	2.09	2.78
<i>CFL</i>	Media	1.15	0.98	0.86	1.28	1.02	0.86
(kg m <sup>-2</sup> )	Desv. std.	0.25	0.25	0.19	0.33	0.22	0.21
<i>CBD</i>	Media	0.20	0.13	0.13	0.15	0.08	0.08
(kg m <sup>-3</sup> )	Desv. std.	0.05	0.03	0.03	0.05	0.02	0.02
<i>FSG</i>	Media	8.46	---	8.23	10.27	---	9.07
(m)	Desv. std.	2.26	---	2.43	2.64	---	2.87
<i>CC</i>	Media	72.87	---	66.64	75.87	---	66.65
(%)	Desv. std.	8.16	---	9.89	6.40	---	7.88

C = control, LT = clara débil, HT = clara fuerte, *t* = edad, *N* = densidad, *G* = área basimétrica,  $\bar{d}$  = diámetro medio,  $\bar{h}$  = altura media, *H* = altura dominante, *dg* = diámetro medio cuadrático, *CBH* = altura de la base del dosel, *CFL* = carga de combustible disponible del dosel, *CBD* = densidad aparente del dosel, *CC* = fracción de cabida cubierta del dosel, *FSG* = espacio entre estratos del combustible de superficie y del dosel, *Desv. std.* = desviación típica



### 3.2.3 Características del combustible de superficie

En las parcelas control (C) y clara fuerte (HT) del último inventario (2015-2016) se establecieron dos transectos de 32 m cada uno desde el centro de uno de los lados de 40 m de la parcela hasta los vértices del lado opuesto (Figura 3.9, superior) para realizar las siguientes mediciones sobre el combustible de superficie: i) longitudes interceptadas por las distintas especies vegetales a lo largo de todo el transecto; ii) mediciones puntuales cada 4 m de la altura de inicio de las porciones secas adheridas a la planta, de inicio de las porciones vivas y altura total de las distintas especies vegetales de la planta interceptada en ese punto (Figura 3.9, inferior izquierda) así como del espesor de las capas de hojarasca y de mantillo y, iii) conteo del número de intercepciones de los restos leñosos de 1, 10, 100 y 1000 horas de retardo en tramos de longitudes 2, 2, 5, y 20 m, respectivamente, a lo largo del transecto.



Figura 3.9. Detalles de las mediciones en campo del combustible de superficie bajo pinar en alguna de las parcelas. Establecimiento de transectos en parcela con *P. tridentatum* y hojarasca (superior), medición puntual de la altura de *R. ulmifolius* (inferior izquierda) y perfil de *P. aquilinum* (inferior derecha)

A partir de las mediciones anteriores se determinaron las siguientes variables con el propósito fundamental de proceder a la estimación de cargas de combustible: cobertura de la vegetación del sotobosque ( $Cov_{Us}$ ); altura media de la vegetación del sotobosque ( $\overline{h_{Us}}$ ) y altura media de la vegetación del sotobosque ponderada por la cobertura ( $\overline{h_{Usw}}$ ); espesor medio de las capas de hojarasca ( $\overline{d_L}$ ), mantillo superior ( $\overline{d_F}$ ) y mantillo inferior ( $\overline{d_H}$ ) y altura media del combustible de superficie ( $\overline{h_{Us+L}}$ ), como suma de  $\overline{d_L}$  y  $\overline{h_{Us}}$ .

La carga total de la vegetación del sotobosque ( $W_{Us}$ ), la carga fina de la vegetación del sotobosque ( $W_{Us\_G1}$ ), siendo ésta la inferior a 6 mm de diámetro, y las cargas de hojarasca y mantillo ( $W_L$ ,  $W_F$  y  $W_H$ ) se calcularon utilizando las ecuaciones de Arellano-Pérez (2011) ajustadas para estos tipos de combustible en los rodales de pino de Galicia:

$$W_{Us} = 0.0052 \cdot \overline{h_{Usw}} + 0.2095 \cdot \left( \frac{100}{\overline{h} \cdot \sqrt{N}} \right)^{0.7035} \cdot \overline{h_{Usw}}^{-0.4514} \quad (3.12)$$

$$W_{Us\_G1} = 0.2095 \cdot \left( \frac{100}{\overline{h} \cdot \sqrt{N}} \right)^{0.7035} \cdot \overline{h_{Usw}}^{-0.4514} \quad (3.13)$$

$$W_L = 0.02166 + 0.1998 \cdot \overline{d_L} \quad (3.14)$$

$$W_F = 0.2992 + 0.1549 \cdot (\overline{d_L} + \overline{d_F}) - W_L \quad (3.15)$$

$$W_H = 0.5374 \cdot (\overline{d_L} + \overline{d_F} + \overline{d_H})^{0.787} - W_L - W_F \quad (3.16)$$

donde  $\overline{h_{Usw}}$  es la altura media de la vegetación del sotobosque ponderada por su cobertura (cm);  $\overline{d_L}$ ,  $\overline{d_F}$  y  $\overline{d_H}$  son los espesores (cm) de las capas de hojarasca, mantillo superior y mantillo inferior, respectivamente;  $\overline{h}$  es la altura media del rodal (m) y  $N$  es su densidad (pies ha<sup>-1</sup>).

Por otro lado, las cargas de los restos leñosos caídos de los distintos tiempos de retardo, desde 1 hasta 100 horas ( $W_{FWD\_1h}$ ,  $W_{FWD\_10h}$ ,  $W_{FWD\_100h}$  y  $W_{CWD\_1000h}$ ) se estimaron a partir de relaciones que consideran el número de piezas interceptadas, la longitud del transecto y la densidad de la madera (Brown, 1974). Las densidades utilizadas variaron según el tiempo de retardo y fueron de 0.6 g cm<sup>-3</sup> para los 1-10 h, de 0.5 g cm<sup>-3</sup> para los de 100 h y de 0.5 g cm<sup>-3</sup> (sano) y 0.3 g cm<sup>-3</sup> (podrido) para los de 1000 h. Finalmente, se calculó la carga total de combustible fino de superficie ( $SFFL$ ) como la suma de  $W_{Us\_G1}$ ,  $W_{FWD\_1h}$  y  $W_L$ , y la carga total de combustible de superficie ( $SFL$ ) como la suma de la carga estimada de todos los combustibles de las capas de superficie y suelo ( $W_{Us}$ ,  $W_{FWD\_1-100h}$ ,  $W_{CWD\_1000h}$ ,  $W_{LFH}$ ).

En la Tabla 3.6 se muestran los estadísticos descriptivos de las variables del combustible de superficie calculadas a partir del inventario de 2015-2016 diferenciando entre tratamientos de clara y especies de pino. Hay que puntualizar, sin embargo, que algunas de estas variables únicamente se utilizan en el Artículo 4 basado, tal y como se indicó anteriormente, en la misma red de parcelas que el Artículo 3.

Tabla 3.6. Media y desviación típica de las características del combustible de superficie diferenciando entre especies de pino (*P. pinaster* y *P. radiata*) y tratamientos en el inventario de 2015-2016

Variable	Estadístico	<i>Pinus pinaster</i>		<i>Pinus radiata</i>	
		C	HT	C	HT
$\bar{h}_{USW}$	Media	18.43	29.55	38.98	44.42
(cm)	Desv. std.	23.12	30.74	29.42	33.20
$\bar{d}_{LFH}$	Media	9.31	8.99	8.68	8.81
(cm)	Desv. std.	2.09	1.94	1.84	2.01
$\bar{h}_{US+L}$	Media	33.34	40.17	43.92	53.81
(cm)	Desv. std.	20.17	24.41	25.47	23.29
$Cov_{Us}$	Media	28.16	44.55	51.45	55.08
(%)	Desv. std.	26.13	27.70	32.61	32.41
$W_{Us\_G1}$	Media	2.63	4.40	3.52	4.78
(Mg ha <sup>-1</sup> )	Desv. std.	1.52	1.97	1.95	2.61
$W_{Us}$	Media	3.59	5.94	5.54	7.09
(Mg ha <sup>-1</sup> )	Desv. std.	2.53	3.35	3.24	4.13
$W_L$	Media	0.29	0.29	0.21	0.22
(Mg ha <sup>-1</sup> )	Desv. std.	0.04	0.05	0.05	0.05
$W_{FH}$	Media	28.09	27.23	27.24	27.49
(Mg ha <sup>-1</sup> )	Desv. std.	5.27	4.89	4.67	5.20
$W_{FWD\_1h}$	Media	0.24	0.18	0.40	0.37
(Mg ha <sup>-1</sup> )	Desv. std.	0.14	0.11	0.25	0.20
$W_{FWD\_10h}$	Media	2.38	2.31	2.28	3.01
(Mg ha <sup>-1</sup> )	Desv. std.	1.32	1.51	1.36	1.87
$W_{FWD\_100h}$	Media	2.59	3.50	1.73	2.69
(Mg ha <sup>-1</sup> )	Desv. std.	2.32	2.25	1.53	1.00
$W_{CWD\_1000h}$	Media	0.97	2.55	0.85	2.19
(Mg ha <sup>-1</sup> )	Desv. std.	2.02	3.91	1.53	1.91
$SFFL$	Media	5.74	7.49	6.00	7.30
(Mg ha <sup>-1</sup> )	Desv. std.	1.54	2.07	1.98	2.72
$SFL$	Media	40.72	44.63	40.12	44.99
(Mg ha <sup>-1</sup> )	Desv. std.	9.10	9.41	8.85	9.22

C = control, HT = clara fuerte,  $\bar{h}_{USW}$  = altura media de la vegetación del sotobosque ponderada por su cobertura;  $\bar{d}_{LFH}$  = espesor medio de hojarasca y mantillo;  $\bar{h}_{US+L}$  = altura media del combustible de superficie;  $Cov_{Us}$  = cobertura de la vegetación del sotobosque;  $W_{Us\_G1}$  = carga fina de la vegetación del sotobosque (diámetro < 0.6 cm);  $W_{Us}$  = carga total de la vegetación del sotobosque;  $W_L$  = carga de hojarasca;  $W_{FH}$  = carga de mantillo;  $W_{FWD\_1h}$ ,  $W_{FWD\_10h}$ ,  $W_{FWD\_100h}$ ,  $W_{CWD\_1000h}$  = carga de restos leñosos para las cuatro clases de tamaño;  $SFFL$  = carga total de combustible fino de superficie,  $SFL$  = carga total de combustible de superficie, Desv. std. = desviación típica

### 3.2.4 Datos Sentinel-2A

Se adquirieron 7 imágenes nivel 1-C (L1C) del sensor MSI del satélite Sentinel-2A (S-2A) para el 19 de julio y el 1 de agosto de 2016 (Artículo 3: Tabla 2), coincidentes con la fecha de la última remediación de las parcelas (2016). Estas se descargaron desde el visor *Global Visualization Viewer* (GloVis) perteneciente a la *United States Geological Survey* (USGS), cuyo enlace es <http://glovis.usgs.gov/>.

En este estudio se usaron 10 bandas espectrales (Figura 3.10) y se descartaron las tres bandas "atmosféricas" (B1, B9 y B10).

Dado que las imágenes corregidas atmosféricamente son esenciales para evaluar los índices espectrales con fiabilidad espacial y poder llevar a cabo comparaciones entre diferentes productos, los datos de nivel L1C se procesaron hasta el nivel 2A (L2A, reflectancia en la parte inferior de la atmósfera BOA) teniendo en cuenta los efectos de los aerosoles y el vapor de agua en las reflectancias. Estas correcciones se realizaron utilizando la herramienta Sen2Cor 2.4



(GmbH TVD, 2015). Dado que la resolución espacial de todas las bandas del sensor no es la misma fue necesario un proceso previo de homogeneización hasta obtener una pila de capas de las 10 bandas espectrales a 10 m de resolución. Finalmente, las imágenes rectificadas se utilizaron para calcular cinco índices de vegetación: *NDVI*, *SAVI*, *MSAVI*, *EVI* y *RENDVI* (Tabla 3.7).

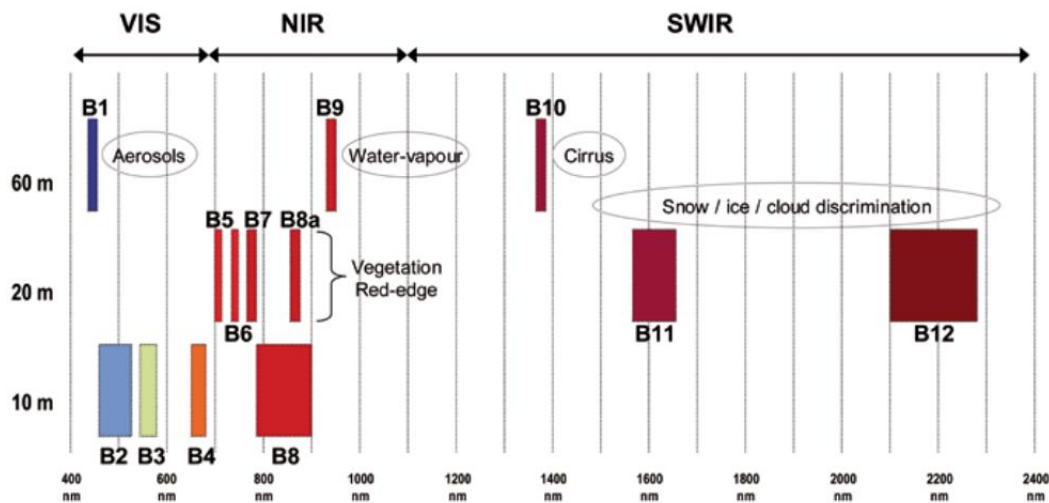


Figura 3.10. Resolución espacial y longitud de onda de las bandas del satélite S-2A. VIS = visible; NIR = infrarrojo cercano y SWIR = infrarrojo de onda corta. Fuente: European Space Agency (ESA)

Tabla 3.7. Descripción de los índices de vegetación derivados de los datos de Sentinel-2A usados en este estudio y las bandas utilizadas para su estimación

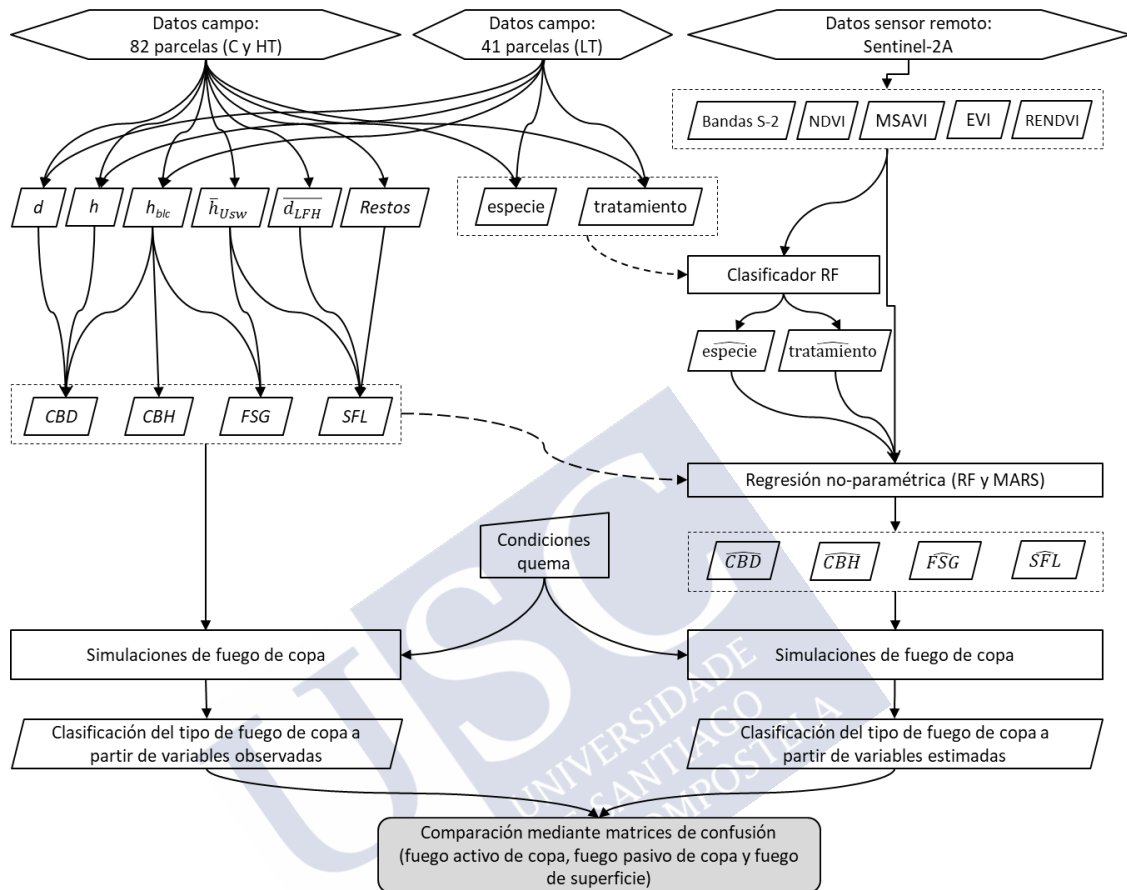
Índice de vegetación	Expresión	Bandas S-2A utilizadas
<b>NDVI</b>	$\frac{(NIR - Red)}{(NIR + Red)}$	$\frac{(B8 - B4)}{(B8 + B4)}$
Rouse et al. (1973)		
<b>SAVI</b>	$\frac{(1 + L) \cdot (NIR - Red)}{(NIR + Red + L)}$	$\frac{(1.5) \cdot (B8 - B4)}{(B8 + B4 + 0.5)}$
Huete (1988)		
<b>MSAVI</b>	$\frac{(1 + L) \cdot (NIR - Red)}{(NIR + Red + L)}$	$\left(2 - \frac{(B8 - B4) \cdot (B8 - 0.5B4)}{(B8 + B4)}\right) \cdot (B8 - B4)$
Qi et al (1994)	$L = 1 - \frac{(NIR - Red) \cdot (NIR - 0.5 \cdot Red)}{(NIR + Red)}$	$\left(B8 + B4 + 1 - \frac{(B8 - B4) \cdot (B8 - 0.5B4)}{(B8 + B4)}\right)$
<b>EVI</b>	$\frac{G \cdot (NIR - Red)}{(NIR + C1 \cdot Red - C2 \cdot Blue + L)}$	$\frac{2.5 \cdot (B8 - B4)}{(B8 + 6 \cdot B4 - 7.5 \cdot B2 + 1)}$
Huete et al (2002)		
<b>RENDVI</b>	$\frac{(NIR - Red\_edge)}{(NIR + Red\_edge)}$	$\frac{(B8 - B6)}{(B8 + B6)}$
Chen et al. (2007)		

*NDVI* = Normalised difference vegetation index; *SAVI* = Soil adjusted vegetation index; *MSAVI* = Modified version of the *SAVI*; *EVI* = Enhanced vegetation index; *RENDVI* = Red-Edge *NDVI*; *B2*, *B4*, *B6* y *B8* = bandas S-2A

Para cada una de las 10 bandas (*B2* a *B8*, *B11* y *B12*) y los cinco índices de vegetación descritos en la Tabla 3.7 se calcularon cinco métricas (media, desviación estándar, mínima, mediana y máxima) a partir de la ponderación de los valores de los píxeles por la superficie ocupada por cada uno de ellos dentro de cada parcela de campo. Esto dio lugar a 75 variables independientes diferentes para utilizar en la modelización de las características del combustible de superficie y del dosel arbóreo objeto del estudio.

### 3.2.5 Modelos de estimación de características del combustible de superficie y del dosel

En la Figura 3.11 se muestra el flujo de trabajo seguido en el desarrollo de este estudio.



**Figura 3.11. Esquema de flujo de trabajo seguido en el desarrollo de modelos de estimación de variables del combustible del dosel arbóreo y de superficie relacionadas con el riesgo de fuego de copas y su evaluación.** C = control, LT = clara débil, HT = clara fuerte,  $d$  = diámetro normal del árbol,  $h$  = altura total del árbol,  $h_{blc}$  = altura de la base de copa viva,  $\bar{h}_{Usw}$  = altura media de la vegetación del sotobosque ponderada por la cobertura,  $\bar{d}_{LFH}$  = espesor medio de la hojarasca y mantillo,  $\bar{CBH}$  = altura de la base del dosel,  $\bar{CFL}$  = carga de combustible disponible del dosel,  $\bar{CBD}$  = densidad aparente del dosel,  $\bar{FSG}$  = espacio entre estratos del combustible de superficie y del dosel, NDVI = Normalised difference vegetation index, SAVI = Soil adjusted vegetation index, MSAVI = Modified version of the SAVI, EVI = Enhanced vegetation index, RENDVI = Red-Edge NDVI, RF = Random Forest, MARS = Multivariate Adaptive Regression Splines

Como se ha indicado, el principal objetivo de este estudio es desarrollar modelos de estimación de las variables de interés ( $\bar{SFL}$ ,  $\bar{FSG}$ ,  $\bar{CBH}$  y  $\bar{CBD}$ ) a partir de los valores de las bandas y de los índices de vegetación de las parcelas derivados de los datos del sensor (S-2A) e incluyendo también como variables explicativas la especie (*P. pinaster* y *P. radiata*) y la intensidad de clara (C, LT y HT). Su inclusión en los modelos implica que, desde un punto de vista práctico, el uso del modelo obtenido requiera para su aplicación de un sistema para diferenciar entre especies e intensidades de clara a partir de las métricas S-2A (bandas e índices de vegetación). Por lo que, como paso previo, se ajustó un modelo para clasificar especies y tratamientos de clara empleando la metodología de *Random Forest* (RF).

Una vez obtenido el modelo *RF*, se aplicó a cada una de las parcelas objeto de estudio para asignarles una especie y un tratamiento de clara, que fueron incluidos en la base de datos de variables predictoras para desarrollar los modelos no paramétricos de estimación de las características del combustible (*SFL*, *FSG*, *CBH* y *CBD*). Para ello se emplearon dos técnicas multivariantes no paramétricas: *Random Forest* (RF) y *Multivariate Adaptive Regression Splines* (MARS).

*Random Forest* es una técnica no paramétrica de clasificación y regresión ampliamente utilizada propuesta por Breiman (2001), y que consiste básicamente en: i) generar de forma aleatoria un subconjunto de entrenamiento con las unidades muestrales; ii) ajustar un árbol de clasificación o regresión a dicho subconjunto empleando una muestra aleatoria de todas las posibles variables predictoras; iii) asignar a las unidades muestrales no incluidas en el subconjunto de entrenamiento el valor estimado por el árbol de clasificación ajustado sin ellas; iv) repetir el proceso un cierto número de veces y v) dar una estimación final para cada unidad muestral ponderando las obtenidas con cada uno de los árboles en los que dicha unidad había sido excluida de la muestra de entrenamiento. Una ventaja de esta metodología frente a otras metodologías es que es relativamente insensible al número de unidades muestrales y a la multicolinealidad de los datos (Gislason et al., 2006).

RF también permite obtener una medida de la importancia de cada variable predictora teniendo en cuenta, para ello, el número de árboles en los que la variable es seleccionada para realizar una partición, el número de unidades muestrales a las que afecta dicha partición y la modificación que la inclusión de dicha variable tiene sobre el valor de algún estadístico de bondad del ajuste como puede ser la suma de cuadrados del error en el caso de regresión o la impureza de los nudos en el caso de una clasificación.

Por tanto, un modelo *RF* requiere establecer el número de árboles que se van a desarrollar y el número de variables predictoras que se van a aleatorizar en cada partición. En este estudio se utilizó para ajustar los modelos de *RF* el paquete *randomForest* (Liaw y Wiener, 2002) implementado en el software R (R Core Team, 2017), estableciendo el número de árboles en 1000, y el número de características seleccionadas en cada división como la raíz cuadrada del número total de variables predictoras.

*Multivariate Adaptive Regression Splines* es una técnica no paramétrica propuesta por Friedman (1991) que consiste en construir un modelo de regresión no lineal mediante la combinación de modelos lineales base ajustados por partes en distintos intervalos del espacio de definición de la variable independiente. La expresión general del modelo es la siguiente:

$$y = \beta_0 + \sum_{i=1}^M \beta_i B_i(x) + \varepsilon \quad (3.17)$$

donde  $\beta_0$  es el parámetro independiente del modelo,  $B_i(x)$  son las funciones lineales base que se combinan,  $x$  son las variables independientes,  $\beta_i$  es el coeficiente de la función lineal  $i$ -ésima,  $M$  es el número de funciones base y  $\varepsilon$  es el error del modelo.

Cada función base puede tomar una de las siguientes formas: i) una expresión de la forma  $(x-k)$  cuando  $x-k > 0$  o  $(k-x)$  cuando  $k-x > 0$ , siendo  $k$  una constante a estimar; o ii) un producto de dos o más expresiones como la descrita, que, por tanto, permiten interacciones entre variables



independientes ( $x$ ), definiendo el grado de la función base (1 para una única variable independiente, 2 cuando intervienen dos variables independientes y así sucesivamente).

El modelo MARS definitivo se obtiene en un proceso de dos fases: en una primera fase se generan un gran número de diferentes funciones base con diferentes grados y en la segunda fase se combinan entre ellas de múltiples formas y se selecciona el mejor conjunto de funciones base mediante la comparación de los valores del estadístico de bondad del ajuste *generalized cross-validation* (GCV), cuya expresión es:

$$\text{GCV}(\mathbf{M}) = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - f_{\mathbf{M}}(x_i))^2}{n \left(1 - \frac{p_{\mathbf{M}}}{n}\right)^2} \quad (3.18)$$

donde  $y_i$  son los valores observados de la variable dependiente,  $f_{\mathbf{M}}(x_i)$  son los valores estimados por el modelo,  $n$  es el número de parcelas empleadas y  $p_{\mathbf{M}}$  es el número de parámetros a estimar del modelo.

Para una comparación rigurosa del rendimiento de MARS frente a RF se seleccionaron al azar 1000 conjuntos de entrenamiento con el 90% del conjunto de datos original para que se ajustaran los modelos MARS, y el 10% restante se utilizó para obtener las estimaciones de cada modelo MARS. Finalmente, la estimación para cada parcela de muestra se obtuvo como media de las estimaciones de un gran número de modelos MARS. El paquete *earth* (Milborrow, 2017) implementado en el software R (R Core Team, 2017) se utilizó para ajustar los modelos MARS.

La importancia de cada métrica S-2A fue analizada para cada variable de combustible y enfoque de modelación usando el paquete *caret* (Kuhn et al., 2017) implementado en el software R (R Core Team, 2017). Para ambas metodologías (RF y MARS) la importancia se calculó en función de la reducción en la suma de cuadrados del error debida a la inclusión de la variable analizada.

Se utilizaron dos estadísticos de bondad de ajuste para comparar los resultados de ambos enfoques de modelación: el valor relativo de la raíz del error medio cuadrático (rRMSE) y el pseudo  $R^2$  ( $r_{y_i \hat{y}_i}^2$ ), definido como el cuadrado del coeficiente de correlación entre los valores observados y estimados de la variable dependiente.

$$\text{rRMSE}(\%) = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2 / (n - 1)}}{\bar{y}} 100 \quad (3.19)$$

siendo  $y_i$ ,  $\hat{y}_i$  e  $\bar{y}$  los valores observado, estimado y medio de la variable dependiente, respectivamente y  $n$  el número de parcelas empleadas en el ajuste del modelo.

### 3.2.6 Evaluación de los modelos ajustados mediante la estimación de la actividad potencial de fuego de copas

El funcionamiento de las dos técnicas de modelización descritas en el apartado anterior se evaluó mediante el uso de los valores de *SFL*, *FSG*, *CBH* y *CBD*, tanto observados como predichos, para estimar el potencial de fuego de copas en cada una de las parcelas y bajo diferentes condiciones de quema simuladas.

La simulación de la actividad de fuego de copas implica dos fases (Alexander y Cruz, 2016): la transición del fuego desde la superficie a las copas y el estudio de la propagación a través de las mismas. En este estudio se utilizó el modelo probabilístico de Cruz et al. (2004) para predecir la transición y el criterio de Van Wagner (1977) junto con el modelo de Cruz et al. (2005) para clasificar el fuego como fuego de copas pasivo o activo.

La expresión matemática del modelo de iniciación de Cruz et al. (2004) se muestra a continuación:

$$P(Y = 1) = \frac{e^{4.236+0.357 \cdot U_{10}-0.710 \cdot FSG-4.613 \cdot I_1-1.856 \cdot I_2-0.331 \cdot M_s}}{1 + e^{4.236+0.357 \cdot U_{10}-0.710 \cdot FSG-4.613 \cdot I_1-1.856 \cdot I_2-0.331 \cdot M_s}} \quad (3.20)$$

donde  $P$  es la probabilidad de que ocurra fuego de copas,  $U_{10}$  es la velocidad del viento a 10 metros en el exterior de la masa ( $\text{km h}^{-1}$ ),  $FSG$  es la distancia vertical entre los estratos del combustible de superficie y del dosel (m),  $M_s$  es la humedad estimada del combustible fino muerto de la superficie (%) e  $I_i$  son variables dummy que se definen de la siguiente forma:

$$\begin{cases} \text{si } W_a \leq 1.0 \text{ kg m}^{-2} \rightarrow I_1 = 1; I_2 = 0 \\ \text{si } 1.0 \text{ kg m}^{-2} < W_a \leq 2.0 \text{ kg m}^{-2} \rightarrow I_1 = 0; I_2 = 1 \\ \text{si } W_a > 2.0 \text{ kg m}^{-2} \rightarrow I_1 = 0; I_2 = 0 \end{cases}$$

donde  $W_a$  es la carga de combustible de superficie disponible ( $\text{kg m}^{-2}$ ), que se ha estimado en el estudio como un porcentaje de la carga total de dicho estrato (Tabla 3.8).

Cruz et al. (2004) fijan 0.5 como valor umbral de forma que valores de probabilidad superiores a 0.5 indican ocurrencia de fuego de copas mientras que valores inferiores indicarían que el fuego se mantiene en la superficie.

Una vez iniciada la transición, el tipo de fuego de copas (pasivo o activo) se asignó con el criterio de Van Wagner (1977), para lo que fue necesario calcular el ratio entre la velocidad estimada para el fuego de copas activo ( $R_c$ ) y la velocidad de propagación crítica ( $R_0$ ). Valores del ratio superiores a 1 indican fuego de copas activo e inferiores fuego de copas pasivo.  $R_c$  se estimó mediante el modelo propuesto por Cruz et al. (2005) mientras que  $R_0$  se determinó mediante la expresión propuesta por Van Wagner (1977):

$$R_c = 11.02 U_{10}^{0.9} \cdot CBD^{0.19} \cdot e^{-0.17 M_s} \quad (3.21)$$

$$R_0 = \frac{3}{CBD} \quad (3.22)$$

donde  $U_{10}$  es la velocidad del viento exterior a 10 metros ( $\text{km h}^{-1}$ ),  $CBD$  es la densidad aparente del dosel ( $\text{kg m}^{-3}$ ) y  $M_s$  es la humedad estimada para el combustible fino muerto de la superficie (%).

En cuanto a las condiciones de quema fijadas para la realización de las simulaciones (Tabla 3.8), se optó por los escenarios propuestos por Mitsopoulos y Dimitrakopoulos (2007), considerados adecuados para las condiciones de Galicia (Fernández-Alonso et al. 2013).

**Tabla 3.8. Condiciones de quema usadas en las simulaciones de comportamiento del fuego.** Fuente: Mitsopoulos y Dimitrakopoulos (2007)

Condiciones de quema	$M_s$ (%)	$U_{10}$ (km h <sup>-1</sup> )	Porcentaje de consumo (%) *
Bajo	14	10	30
Moderado	10	20	60
Extremo	6	30	90

$M_s$  = humedad del combustible de superficie fino muerto de la superficie,  $U_{10}$  = velocidad de viento exterior a 10 m. \*respecto a la carga total de combustible de superficie (*SFL*)

Finalmente, se comparó la clasificación del tipo de fuego (superficie, pasivo o activo) obtenida al aplicar los modelos con las variables *SFL*, *FSG* y *CBD* observadas para las tres condiciones de quema con la correspondiente clasificación obtenida al aplicar los modelos con las variables estimadas, utilizando el mejor modelo ajustado a cada una de ellas. La comparación se efectuó calculando la matriz de confusión y el estadístico Kappa.

### 3.3 ARTÍCULO 4

**Artículo 4:** Efectos a medio plazo del tratamiento de clara sobre el complejo de combustible, el comportamiento y severidad potenciales del fuego y la protección del suelo frente a la erosión post-incendio en plantaciones de pino de crecimiento rápido (*Forest Ecology and Management*).

A modo de recordatorio, en el presente artículo se utilizó la misma red de parcelas arboladas de ensayo de claras que en el artículo 3. Dichas parcelas, así como las mediciones de campo realizadas y las variables de rodal, de combustible de superficie y del dosel calculadas se describieron en los Apartados del 3.2.1 al 3.2.3. A diferencia del artículo 3, para llevar a cabo este estudio se usaron los datos de los cuatro inventarios dasométricos efectuados periódicamente desde el establecimiento del ensayo hasta el año 2016. Sin embargo, se utilizó únicamente la información de las 82 parcelas con tratamiento de clara extremos (C y HT) ya que fue en éstas en las que se realizó el inventario de combustible de superficie. En la Tabla 3.9 se muestran los valores medios y la desviación típica de las principales variables de rodal y de los combustibles del dosel de copas para cada especie (*P. pinaster* y *P. radiata*) y tratamiento en los cuatro inventarios realizados. Por otro lado, los estadísticos descriptivos de las variables del combustible de superficie calculadas a partir del inventario de 2015-2016 se mostraron en la Tabla 3.6 del Apartado 3.2.3.

Es pertinente recordar que los objetivos planteados en este Artículo 4 son diversos, abarcando desde el estudio del efecto a lo largo del tiempo de las claras sobre los combustibles de superficie y del dosel arbóreo hasta el análisis del efecto de las claras sobre el comportamiento potencial del fuego o la severidad del incendio en el arbolado a los seis años del tratamiento. También se evalúa el efecto de las claras sobre la protección del suelo frente a la erosión posterior al incendio. Por tanto, la metodología empujada fue también variada. En los apartados siguientes se describe la forma de proceder para alcanzar estos objetivos.

Tabla 3.9. Media y desviación típica de las principales variables de rodal y características del combustible del dosel arbóreo diferenciando entre tratamientos y especie de pino (*P. pinaster* y *P. radiata*), correspondientes a los cuatro inventarios realizados

Especie	Variable	Valor	2009-2010 (AC)		2011-2012		2013-2014		2015-2016	
			C	HT	C	HT	C	HT	C	HT
<i>Pinus pinaster</i>	<i>N</i>	Media	1521.34	1521.33	1475.95	792.92	1430.01	712.20	1401.22	707.85
	(pies ha <sup>-1</sup> )	Desv. std.	547.92	538.63	530.60	413.77	518.35	218.79	515.01	218.45
	<i>G</i>	Media	32.99	34.47	37.47	25.51	41.28	28.23	45.93	32.84
	(m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Desv. std.	8.98	9.33	8.84	7.67	8.63	5.40	8.31	6.43
	$\bar{d}$	Media	16.68	17.06	18.10	20.83	19.64	23.13	20.63	24.70
	(cm)	Desv. std.	3.46	3.67	3.70	4.17	3.59	4.04	3.92	4.27
	$\bar{h}$	Media	10.90	11.13	12.06	12.92	13.52	14.35	14.69	15.20
	(m)	Desv. std.	2.44	2.53	2.45	2.64	2.33	2.51	2.48	2.67
	<i>H</i>	Media	12.59	12.73	13.75	13.87	15.20	15.33	15.90	15.98
	(m)	Desv. std.	2.52	2.69	2.52	2.69	2.50	2.45	2.53	2.75
	<i>CFL</i>	Media	0.7702	0.8096	0.8980	0.6300	1.0148	0.7199	1.1474	0.8574
	(kg m <sup>-2</sup> )	Desv. std.	0.2427	0.2478	0.2489	0.2048	0.2489	0.1576	0.2477	0.1903
	<i>CBH</i>	Media	5.24	5.50	6.47	6.38	7.80	7.50	8.77	8.61
	(m)	Desv. std.	1.90	2.09	2.00	2.27	2.02	2.26	2.19	2.35
<i>Pinus radiata</i>	<i>CBD</i>	Media	0.1376	0.1475	0.1625	0.0974	0.1792	0.1061	0.1964	0.1309
	(kg m <sup>-3</sup> )	Desv. std.	0.0408	0.0501	0.0444	0.0347	0.0462	0.0248	0.0470	0.0274
	<i>N</i>	Media	1462.19	1442.85	1327.82	560.67	1254.42	554.77	1207.69	549.29
	(pies ha <sup>-1</sup> )	Desv. std.	445.69	397.31	470.10	187.83	477.67	185.37	500.75	185.07
	<i>G</i>	Media	31.47	32.19	34.77	21.45	37.90	24.85	41.60	29.03
	(m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Desv. std.	7.75	9.25	8.14	5.74	8.92	6.26	10.27	7.17
	$\bar{d}$	Media	15.83	16.05	17.75	22.01	19.16	23.81	20.49	25.78
	(cm)	Desv. std.	2.35	2.42	2.85	3.61	2.91	3.55	3.11	3.46
	$\bar{h}$	Media	13.73	14.01	15.78	17.79	17.46	19.31	19.66	20.72
	(m)	Desv. std.	2.29	2.50	2.53	2.89	2.69	2.98	2.45	2.95
	<i>H</i>	Media	17.60	17.55	19.48	19.35	21.22	20.88	22.69	22.24
	(m)	Desv. std.	2.84	2.88	2.72	2.78	2.79	2.83	2.64	2.92
	<i>CFL</i>	Media	1.0158	1.0328	1.1006	0.6580	1.1826	0.7501	1.2787	0.8610
	(kg m <sup>-2</sup> )	Desv. std.	0.2466	0.2776	0.2616	0.1670	0.2865	0.1816	0.3277	0.2081
	<i>CBH</i>	Media	5.85	6.25	7.48	7.42	9.23	8.68	10.73	9.57
	(m)	Desv. std.	2.34	2.53	2.35	2.62	2.00	2.40	2.55	2.78
	<i>CBD</i>	Media	0.1336	0.1398	0.1354	0.0644	0.1479	0.0719	0.1484	0.0804
	(kg m <sup>-3</sup> )	Desv. std.	0.0421	0.0558	0.0365	0.0181	0.0488	0.0200	0.0465	0.0249

AC = antes de la clara, C = control, HT = clara fuerte, *N* = densidad, *G* = área basimétrica,  $\bar{d}$  = diámetro medio,  $\bar{h}$  = altura media, *H* = altura dominante, *CFL* = carga de combustible disponible del dosel, *CBH* = altura de la base del dosel, *CBD* = densidad aparente del dosel, *Desv. std.* = desviación típica

### 3.3.1 Efecto temporal de la clara fuerte sobre los combustibles del dosel y de superficie

Se evaluó la influencia del tratamiento de clara en las principales variables del rodal y en las características del combustible del dosel y de la superficie mediante el ajuste de un modelo lineal mixto generalizado (GLMM), considerando el tratamiento como un factor fijo y el sitio de ensayo como un factor aleatorio que afectaba al término independiente del modelo. Al estar analizando el efecto del tratamiento en inventarios sucesivos, para cada variable dependiente analizada se incluyó en el modelo como covariable el valor de dicha variable en el inventario anterior para todas las comparaciones posteriores a la realización del tratamiento.

Para el ajuste del modelo se empleó la función "lmer" del paquete "lme4" (Bates et al., 2015) de R (R Core Team, 2017) utilizando la metodología de máxima verosimilitud restringida (REML) y para realizar inferencia sobre los niveles del tratamiento se empleó la aproximación de Kenward-Roger (Kenward y Roger, 1997) con un nivel de significación ( $\alpha$ ) del 5%.

### 3.3.2 Efecto a medio plazo de la clara fuerte en el comportamiento potencial del fuego

Los efectos de la clara en el comportamiento potencial del fuego, una vez transcurridos seis años desde el tratamiento, se evaluaron mediante la estimación de dos variables básicas del comportamiento del fuego: la velocidad de propagación y la intensidad lineal. También mediante la simulación del tipo de fuego (superficie, copas pasivo o copas activo) que podría desarrollarse en cada una de las parcelas del estudio bajo diferentes escenarios meteorológicos y el cómputo del porcentaje que suponen dichos tipos de fuego con respecto al total, según clases de intensidad lineal comúnmente utilizadas.

#### *Simulación del efecto de la clara en la velocidad de propagación*

Para cada especie y tratamiento se definió una parcela representativa a cuyas variables de rodal, de combustible de superficie, de combustible del dosel, y de pendiente se asignó el valor medio correspondiente a todas las parcelas de la red de dicha especie y tratamiento (ver dichos valores en las Tablas 3.6 y 3.9). Se definieron, por lo tanto, cuatro parcelas representativas: *P. pinaster*-control, *P. pinaster*-clara fuerte, *P. radiata*-control y *P. radiata*-clara fuerte. En cada una de estas parcelas representativas se simuló la variación de la velocidad de propagación para un rango de velocidad del viento ( $U_{10}$ ) entre 1 y 28 km h<sup>-1</sup> y una humedad del combustible fino muerto de la superficie ( $M_s$ ) fija del 9%. Este valor de humedad se corresponde con el valor del percentil del 3% en el área de estudio mientras que 28 km h<sup>-1</sup> se aproxima a 27.7 km h<sup>-1</sup>, que se corresponde con el percentil del 97% de  $U_{10}$ . Por tanto, ambos representan valores extremos.

Los percentiles se estimaron sobre la base de los valores diarios de temperatura del aire, humedad relativa y velocidad del viento a las 14:00 h (hora local) para la temporada de incendios (122 días entre junio y septiembre) en 4 estaciones meteorológicas de Galicia seleccionadas por la amplitud del periodo histórico de mediciones (1961-2018), especialmente de velocidad de viento, y por ser representativas del área de estudio: Santiago (42° 53' 17" N; 8° 24' 38" W), Lugo (43° 6' 41" N; 7° 27' 27" W), Ourense (42° 19' 31" N; 7° 51' 35" W) y Vigo (42° 14' 19" N; 8° 37' 26" W).

El valor de  $M_s$  se estimó para cada día según el modelo de Rothermel (1983). Este valor es un *input* del modelo de estimación de la velocidad de propagación del fuego de copa que se utilizó en las simulaciones y además tiene en cuenta el efecto que el grado de exposición del combustible de superficie a la radiación solar ejerce en su humedad. Dado que las parcelas del presente estudio son relativamente densas, con fracción de cabida cubierta del dosel (CC) superior al 50 %, se asumió una situación de combustible protegido. Esta variable no resultó significativamente diferente entre las parcelas tratadas y no tratadas seis años después de la clara, por tanto, se asumió la misma  $M_s$  para ambos tratamientos.

En la Figura 3.12 se muestra el flujo de trabajo seguido hasta obtener los gráficos de variación de la velocidad de propagación a medida que aumenta la velocidad del viento en las cuatro parcelas representativas.



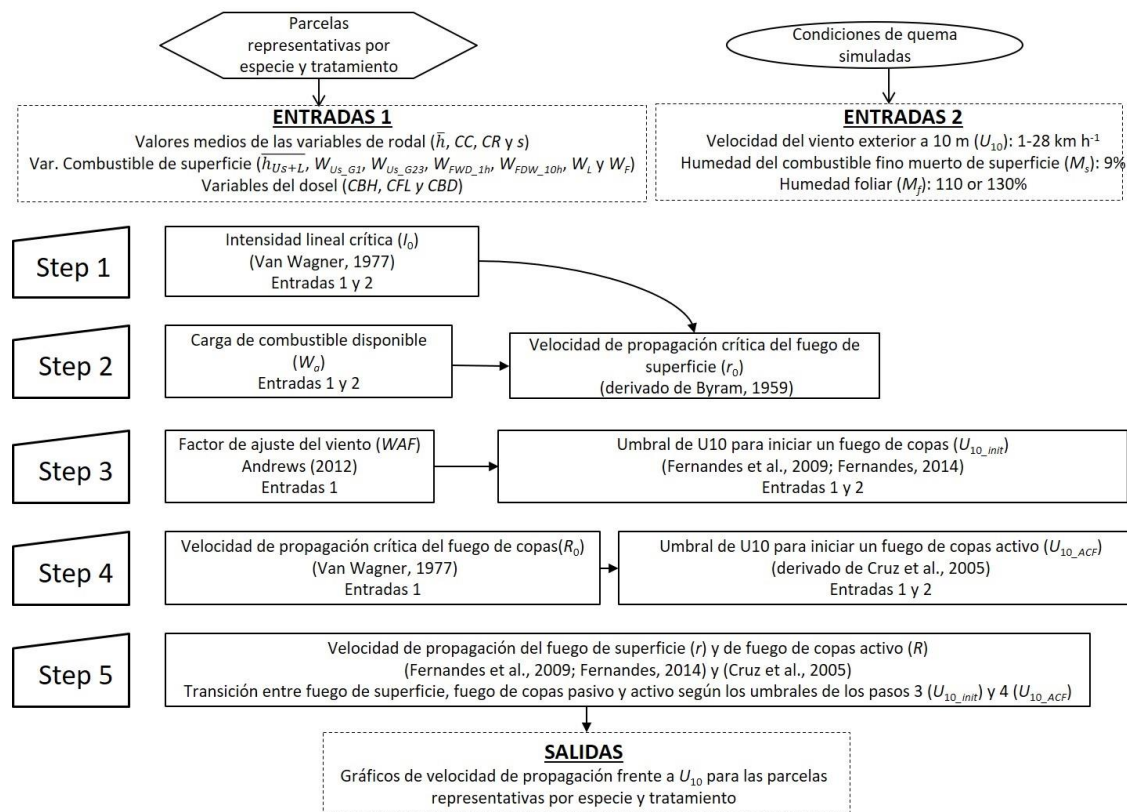


Figura 3.12. Esquema de flujo de trabajo seguido para la obtención de gráficos de variación de la velocidad de propagación en función de la velocidad del viento en las cuatro parcelas representativas

El hecho de considerar un rango de velocidades de viento implica que el fuego puede ir pasando por las categorías sucesivas de fuego de superficie, fuego de copas pasivo y fuego de copas activo. Este hecho implica la necesidad de determinar dos valores umbrales de velocidad del viento. El primero marca la velocidad del viento a partir de la cual se produce la transición del fuego de superficie a fuego de copas pasivo y el segundo la velocidad del viento a partir de la cual el fuego pasa de su condición de pasivo a fuego de copas activo. Esto complica el proceso de cálculo (Figura 3.12), cuyos pasos y modelos utilizados se describen a continuación:

El primer paso fue estimar la intensidad crítica del fuego de superficie ( $I_0$ ) necesaria para iniciar el fuego de copas, utilizando para ello el modelo propuesto por Van Wagner (1977):

$$I_0 = [0.01 \cdot CBH \cdot (460 + 25.9 \cdot M_F)]^{1.5} \quad (3.23)$$

donde  $I_0$  es la intensidad lineal crítica (kW m<sup>-1</sup>),  $CBH$  es la altura media de la base de la copa (m) y  $M_F$  es la humedad foliar (%).

Para esta última variable se asumieron dos valores diferentes en base a los estudios realizados en el área de trabajo por Ruiz-González et al. (2010) y Míguez-Castro (2010): un valor de 130% para las parcelas situadas en zonas de clima atlántico, en las que la sequía de verano normalmente es limitada (la totalidad de las provincias de Pontevedra y A Coruña, norte de Lugo y Asturias) y un valor de 110% para zonas con clima mediterráneo y normalmente afectadas por una sequía de verano más intensa (sur de Lugo, Ourense y Leon). Como se puede observar, este Artículo 4 difiere del Artículo 3 en la forma de abordar el tema de la iniciación



del fuego de copas ya que en dicho estudio se empleó el modelo probabilístico de Cruz et al. (2004).

Una vez obtenido el valor de  $I_0$ , el segundo paso fue estimar la velocidad de propagación crítica del fuego de superficie ( $r_0$ ) sustituyendo el valor de  $I_0$  en la ecuación de Byram (1959) de intensidad lineal ( $I_B$ , kW m<sup>-1</sup>) y despejando  $r$  (m s<sup>-1</sup>):

$$I_B = HC \cdot W_a \cdot r \quad (3.24)$$

$$r_0 = \frac{I_0}{HC \cdot W_a} \quad (3.25)$$

siendo  $HC$  el poder calorífico inferior neto (kJ kg<sup>-1</sup>) y  $W_a$  es el combustible consumido en el frente del incendio (kg m<sup>-2</sup>).

El valor de  $HC$  se estableció en 18828 kJ kg<sup>-1</sup> (Van Wagner, 1973), mientras que  $W_a$  se estimó como:

$$W_a = W_{Us\_G1} + W_{FWD\_1h} + W_L + \frac{(W_{FWD\_10h} + W_F + W_{Us\_G23}) \cdot (20 - M_s)}{11} \quad (3.26)$$

donde  $W_{Us\_G23}$  es la diferencia entre la carga total de vegetación del sotobosque ( $W_{Us}$ ) y la de su componente fino ( $W_{Us\_G1}$ ).

El tercer paso consistió en la estimación de la velocidad del viento a 1.5 metros de altura en el interior de la masa requerida para iniciar un fuego de copa ( $U_{1.5\_init}$ ) a partir del valor de  $r_0$  previamente estimado. Para ello se empleó el modelo propuesto por Fernandes et al. (2009) modificado según Fernandes (2014) que estima la velocidad de propagación del fuego de superficie:

$$r \text{ (m s}^{-1}\text{)} = 0.034 \cdot U_{1.5}^{0.707} \cdot \exp(0.062 \cdot s - 0.039 \cdot M_s) \cdot \overline{h_{Us+L}}^{-0.188} \quad (3.27)$$

siendo  $U_{1.5}$  la velocidad del viento a 1.5 m en el interior de la masa (km h<sup>-1</sup>),  $s$  la pendiente del terreno (°),  $M_s$  la humedad estimada del combustible fino muerto de superficie (%) y  $\overline{h_{Us+L}}$  la altura media del combustible de superficie (cm). Este modelo fue desarrollado para su aplicación en pinares de *P. pinaster* en Portugal, pero dadas las similitudes en el comportamiento del fuego en masas de esta especie y de *P. radiata* (Cruz et al., 2008; Cruz and Alexander, 2017), se asumió que el modelo podía emplearse para ambas especies en el área de estudio.

Despejando en la ecuación anterior la velocidad del viento para un valor de  $r$  igual a  $r_0$  se obtiene:

$$U_{1.5\_init} = \left( \frac{r_0}{0.034 \cdot \exp(0.062 \cdot s - 0.039 \cdot M_s) \cdot \overline{h_{Us+L}}^{-0.188}} \right)^{1/0.707} \quad (3.28)$$

Este valor de  $U_{1.5\_init}$  se transformó a valores de velocidad en el exterior de la masa a 6 metros de altura ( $U_{6\_init}$ ) dividiendo por el factor de ajuste del viento ( $WAF$ ) de cada parcela calculado según el modelo propuesto por Andrews (2012):

$$WAF = \frac{0.555}{\sqrt{1.0936 \cdot CC \cdot CR \cdot \bar{h} \cdot \ln\left(\frac{20 + 1.1811 \cdot \bar{h}}{0.4265 \cdot \bar{h}}\right)}} \quad (3.29)$$

donde  $CC$  es la fracción de cabida cubierta del dosel expresada en tanto por uno y  $CR$  es el ratio de copa (cociente entre la longitud de copa ( $\bar{h} - CBH$ ) y la altura media  $\bar{h}$ ).

Finalmente, cada valor de  $U_{6\_init}$  se dividió por 0.87 para estimar el valor de la velocidad del viento en el exterior de la masa a 10 metros de altura  $U_{10\_init}$ , siguiendo el criterio de Turner y Lawson (1978).

El umbral de velocidad del viento en el exterior de la masa a 10 metros de altura requerido para desencadenar la propagación del fuego como fuego de copas activo ( $U_{10\_ACF}$ ) se determinó en dos pasos: en primer lugar se estimó la velocidad de propagación mínima necesaria para producirse dicho fenómeno ( $R_0$ , m min<sup>-1</sup>) a partir de los valores de  $CBD$  (kg m<sup>-3</sup>), aplicando el criterio de Van Wagner (1977), tal y como se hizo también en el Artículo 3 (Ec. 3.22).

Una vez estimado  $R_0$ ,  $U_{10\_ACF}$  se calculó sustituyendo el valor de  $R_0$  en el modelo de velocidad de propagación del fuego de copas ( $R_c$ , m min<sup>-1</sup>) desarrollado por Cruz et al. (2005) y mostrado en la Ecuación 3.21:

$$U_{10\_ACF} = \left( \frac{R_0}{11.02 \cdot CBD^{0.19} \cdot e^{-0.17 \cdot M_s}} \right)^{1/0.9} \quad (3.30)$$

Por último, una vez determinados los umbrales  $U_{10\_init}$  y  $U_{10\_ACF}$  se representó gráficamente, para cada parcela representativa, la variación de la velocidad de propagación en función de la velocidad del viento aplicando la Ecuación 3.27 para valores de  $U_{10}$  inferiores a  $U_{10\_init}$  y la Ecuación 3.21 para valores de  $U_{10}$  superiores a  $U_{10\_ACF}$ . Se asumió que la velocidad de propagación del fuego de copas pasivo, fase comprendida entre los umbrales  $U_{10\_init}$  y  $U_{10\_ACF}$ , es igual a la de la fase de superficie tal y como se considera en algunos simuladores como Farsite o Flammap (Finney, 2004; 2006).

#### *Simulación del efecto de la clara en la intensidad lineal*

La segunda forma de evaluar el efecto de la clara sobre el comportamiento del fuego fue la determinación de la intensidad lineal en cada una de las cuatro parcelas representativas y en la comparación de los resultados obtenidos en las parcelas con y sin tratamiento. Estas simulaciones se realizaron manteniendo fijo no solo el valor de  $M_s$  en un 9% sino también el valor de  $U_{10}$  en 27.7 km h<sup>-1</sup>. La intensidad lineal se calculó mediante la ecuación de Byram (Ecuación 3.24). Nuevamente se consideró el cambio de fase de fuego de superficie a fuego de copas pasivo y a fuego de copas activo a la hora de asignar un valor a la carga de combustible disponible ( $W_a$ ). Para la fase de superficie  $W_a$  se estimó según la Ecuación 3.26; para los fuegos

de copa activos al resultado obtenido de aplicar dicha ecuación se le añadió la correspondiente carga de combustible disponible del dosel ( $CFL$ ). En la fase de fuego de copas pasivo se añadió una parte de  $CFL$  que se determinó multiplicando dicha variable por la fracción de copa quemada ( $CFB$ ) estimada según el modelo propuesto por Van Wagner (1993) para masas adultas:

$$CFB = 1 - e^{-0.108 \cdot (r - r_0)} \quad (3.31)$$

donde  $r$  es la velocidad de propagación del fuego de superficie ( $\text{m min}^{-1}$ ) y  $r_0$  es la velocidad de propagación crítica a partir de la cual se produciría la transición a fuego de copas ( $\text{m min}^{-1}$ ), estimadas según las Ecuaciones 3.27 y 3.25, respectivamente.

#### *Determinación del porcentaje de cada tipo de fuego según clases de intensidad lineal*

La tercera y última forma de evaluar el efecto de las claras sobre el comportamiento potencial del fuego consistió en la determinación de la proporción de simulaciones de los tres tipos de fuego: superficie, copas pasivo y copas activo, según cuatro clases de intensidad lineal ( $I_B$ ) comúnmente utilizadas en trabajos de investigación y que marcan diferencias sobre la estrategia a emplear en la extinción del fuego (Alexander y Lanoville, 1989; Alexander y Cruz, 2012a).

Estas categorías de intensidad son: A ( $I_B \leq 500 \text{ kW m}^{-1}$ ), B ( $500 < I_B \leq 2000 \text{ kW m}^{-1}$ ), C ( $2000 < I_B \leq 4000 \text{ kW m}^{-1}$ ) y D ( $I_B > 4000 \text{ kW m}^{-1}$ ).

A diferencia de los apartados anteriores en los que las simulaciones se realizaron sobre parcelas representativas, en este caso los cálculos se efectuaron en la totalidad de las parcelas y además considerando un amplio rango de valores tanto de  $M_s$  (de 9 a 20%, a intervalos de 0.5%) como de  $U_{10}$  (de 1 a 28  $\text{km h}^{-1}$ , a intervalos de 0.5  $\text{km h}^{-1}$ ). Esto supuso 1265 combinaciones (55 valores de  $U_{10}$  combinados con 23 valores de  $M_s$ ) para cada una de las 82 parcelas incluidas en el estudio, resultando un total de 103730 simulaciones.

El tipo de fuego en cada simulación se determinó mediante la aplicación de los criterios de Van Wagner (1977): valores de  $I_B$  superiores a  $I_0$  indican transición de fuego de superficie a fuego de copas. Si además de cumplirse que  $I_B > I_0$  también ocurre que la velocidad de propagación estimada para fuego de copas activo ( $R_c$ ) supera la velocidad crítica para fuego de copas activo ( $R_0$ ) entonces el fuego se clasifica como de copas activo, en caso contrario ( $I_B > I_0$  pero  $R_c < R_0$ ) el fuego se clasifica como pasivo. Para el cálculo de  $I_B$ ,  $I_0$ ,  $R_c$  y  $R_0$  se utilizaron las ecuaciones 3.24, 3.23, 3.21 y 3.22, respectivamente.

#### **3.3.3. Efecto a medio plazo de la clara fuerte en la severidad potencial del fuego sobre el arbolado**

El efecto del tratamiento de clara en la severidad potencial del incendio sobre el arbolado se evaluó mediante el cálculo de tres variables en cada parcela para las 1265 combinaciones de  $M_s$  y  $U_{10}$  descritas en el apartado anterior (103730 simulaciones): altura media de copa soflamada ( $\overline{h_s}$ ), volumen medio de copa soflamada ( $\overline{CV_s}$ ) y valor medio de probabilidad de mortalidad del arbolado después del incendio ( $\overline{p_{mort}}$ ).

Los valores medios obtenidos de dichas variables para las parcelas de cada especie y tratamiento (C y HT) se representaron gráficamente para cada pareja de valores de  $M_s$  y  $U_{10}$ . Aquellas situaciones que generaron fuego de copa activo o intensidades lineales superiores a  $4000 \text{ kW m}^{-1}$  (incendios del grupo D) fueron desechadas de esta parte del estudio. El grupo D se eliminó por una parte debido a su alto porcentaje de fuegos de copa activos que directamente implicaban el consumo total de las acículas, así como la mortalidad del arbolado y por otra parte debido a que valores de  $I_B > 4000 \text{ kWm}^{-1}$  están claramente fuera de los valores utilizados por Van Wagner (1973) para ajustar el modelo de estimación de altura de copa soflamada del árbol ( $h_s$ ) empleado en este estudio.

#### *Altura media de copa soflamada*

La altura media de copa soflamada ( $\overline{h_s}$ ) en cada una de las parcelas y combinación de  $M_s$  y  $U_{10}$  se obtuvo aplicando a cada árbol individual el modelo empírico desarrollado por Van Wagner (1973) que se muestra en la Ecuación 3.32 y haciendo la media de la  $h_s$  todos los árboles.

$$h_s = \frac{0.7418 \cdot I_B^{7/6}}{\sqrt{0.0256 \cdot I_B + 0.0214 \cdot U_{1.2}^3 \cdot (60 - T)}} \quad (3.32)$$

siendo  $h_s$  la altura de copa soflamada en el árbol (m),  $I_B$  la intensidad lineal ( $\text{kW m}^{-1}$ ),  $T$  la temperatura ambiente ( $^{\circ}\text{C}$ ) y  $U_{1.2}$  la velocidad del viento a 1.2 metros de altura en el interior de la masa ( $\text{km h}^{-1}$ ). La temperatura ambiente se fijó para todas las simulaciones a un valor de  $25^{\circ}\text{C}$  que se corresponde con el percentil del 75% de la temperatura a las 14:00 hora local en la temporada de incendios del área de estudio usando los datos de las cuatro estaciones meteorológicas antes citadas. Además, se asumió que la velocidad del viento a 1.2 metros en el interior de la masa coincide con el valor de la velocidad a 1.5 metros.

#### *Volumen medio de copa soflamada*

En primer lugar, se determinó el volumen de copa soflamada de cada árbol ( $cv_s$ ) de cada parcela y simulación. Este volumen se obtuvo a partir de la  $h_s$  calculada según se ha descrito en el apartado anterior en combinación con las ecuaciones de perfil de copa de Crecente et al. (2009; 2013, Ecuaciones 3.1 a 3.6 y Figura 3.5). Posteriormente se calculó el porcentaje de volumen medio de copa soflamada de cada parcela ( $\overline{CV_S}$ ) y simulación sumando el volumen de copa soflamada de cada uno de los árboles de la parcela y dividiendo entre el volumen de copa total de la parcela.

#### *Mortalidad del arbolado después del incendio*

La probabilidad media de mortalidad de los árboles después del incendio para cada parcela ( $\overline{p_{mort}}$ ) y tratamiento se obtuvo a partir de los valores individuales de mortalidad de cada árbol de la parcela estimada con el modelo propuesto por Vega et al. (2011) para masas de *P. pinaster* en Galicia:

$$p_{mort} = \frac{1}{1 + \exp(1.444 - 0.052 \cdot cv_s + 1.601 \cdot X_{dummy})} \quad (3.33)$$

El modelo estima la probabilidad de que un árbol muera durante los tres años posteriores al incendio ( $p_{mort}$ ) empleando como variables predictoras el volumen de copa soflamado ( $cv_s$ ) y una variable ( $X_{dummy}$ ), que toma el valor de 0 cuando el árbol ha sido atacado por escolítidos tras el incendio y 1 en caso contrario (ambas situaciones han sido simuladas en este estudio).

Esta parte del estudio no se realizó con las parcelas de *P. radiata* por no disponer de un modelo de probabilidad de mortalidad apropiado para la especie.

### 3.3.4 Efecto a medio plazo de la clara fuerte en la protección del suelo contra la erosión potencial post-incendio

Este efecto se evalúa mediante la comparación de la capacidad de recubrimiento del suelo quemado por la acícula soflamada caída desde la copa tras el incendio en las parcelas tratadas, con respecto a las parcelas control. Para ello se estimó, en un primer paso, la carga de acícula caída en las dos especies de pino suponiendo que todas las acículas por debajo de la altura de copa soflamada caen al suelo tras el incendio. En un segundo paso se aplicó una ecuación empírica que relaciona la carga de acícula caída con el porcentaje de cobertura del suelo. Este modelo empírico fue ajustado durante el desarrollo del presente trabajo.

Para la estimación de la carga de acícula caída se empleó el modelo de distribución vertical de acículas en la copa propuesto por Hevia et al. (2017) para *P. pinaster* en el área de estudio:

$$w_{li} = w_l \cdot \left( 1 - \exp \left( - \left( \frac{h_i - h_{blc}}{0.6380 \cdot cl} \right)^{3.3980} \right) \right) \quad (3.34)$$

siendo  $w_{li}$  la biomasa de acículas (kg) acumulada desde la base de la copa hasta una altura  $h_i$  dentro de la copa, medida desde la base del árbol (m);  $w_l$  la biomasa total de acículas de la copa (kg);  $h_{blc}$  la altura de la base de la copa del árbol (m) y  $cl$  la longitud de la copa viva (m). Los valores a nivel de parcela se calcularon agregando los valores individuales de los árboles.

La expresión que relaciona la acícula soflamada con el porcentaje de suelo cubierto se ajustó a partir de los datos de una experiencia realizada en 2013 pero no publicada y que consistió en la recogida de cinco muestras de acículas recién quemadas de árboles de *P. pinaster* y *P. radiata* en cinco rodales afectados por un incendio forestal en la provincia de Pontevedra. Las acículas se transportaron al laboratorio y se fueron extendiendo a mano, en incrementos regulares de 20 g, en un marco cuadrado de 1 m de lado colocado sobre una superficie firme y limpia (Figura 3.13). La superficie del marco cuadrado se dividió en 400 cuadrados por una cuadrícula de 5 x 5 cm de hilos muy finos y se iluminó completamente para evitar sombras. Para cada 20 g de acículas, se estimó visualmente el porcentaje de superficie de cada cuadrado de 5 x 5 cm cubierto por acícula (a intervalos del 10%). El valor medio de la cobertura de los 400 cuadrados se tomó como el valor correspondiente al marco de 1 m<sup>2</sup>. Además, la estimación visual la realizaron dos observadores diferentes, calculándose el valor medio de ambas estimaciones.



Finalmente se ajustó una curva sigmoide con una asíntota horizontal igual a 100 para cada especie de pino, relacionando el porcentaje de cobertura del suelo por acículas soflamadas caídas ( $SC_{sn}$ ) con la carga de estas acículas ( $W_{sn}$ ,  $\text{kg m}^{-2}$ ):

$$SC_{sn}(\%) = 100 \cdot (1 - \exp(-a \cdot W_{sn})) \quad (3.35)$$

Estos modelos se ajustaron mediante la función "nls" de R (R Core Team, 2017). El comportamiento de los modelos se evaluó mediante análisis gráfico, representando los valores observados de  $SC_{sn}$  frente a los predichos y los residuos frente a los valores estimados, así como mediante el cálculo de dos estadísticos de bondad del ajuste: la raíz del error medio cuadrático (RMSE, Ec. 3.10) y la eficiencia del modelo (ME, Ec. 3.11).



Figura 3.13. Ejemplos de estimación visual del porcentaje de cobertura ocupado por las acículas en el marco cuadrado de 1 x 1 m. Fotografía: A. Arellano (CIF-Lourizán)

En la Figura 3.14 se muestran los datos de partida, así como el proceso seguido para la evaluación del efecto de la clara fuerte sobre la severidad potencial del fuego sobre el arbolado y la protección del suelo frente a la erosión posterior al incendio.



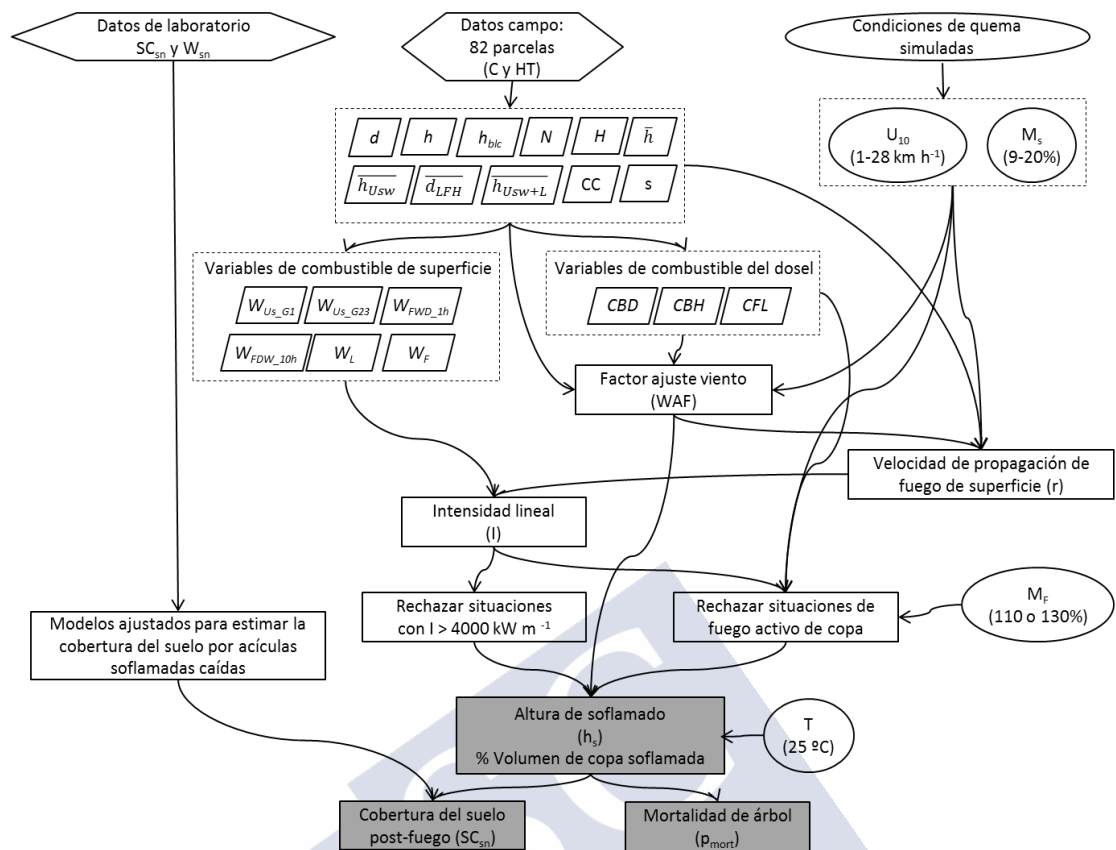


Figura 3.14. Datos de partida y flujo de trabajo seguido para la evaluación del efecto de la clara sobre la severidad del fuego en el arbolado y la protección del suelo frente a la erosión posterior al incendio



## 4. Resultados y discusión

---





## 4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1 ARTÍCULOS 1 Y 2

**Artículo 1:** Modelización de la distribución vertical de la carga de combustible disponible del dosel arbóreo usando el Inventario Forestal Nacional y datos LiDAR de baja densidad (*PLoS ONE*)

**Artículo 2:** Estimación de la distribución vertical de combustibles finos del dosel de copas en masas de *Pinus sylvestris* empleando datos LiDAR de baja densidad (Revista de Teledetección)

#### 4.1.1 Caracterización de la distribución vertical de *CFL*

Los perfiles verticales observados, es decir los obtenidos a partir de los datos de campo, de la carga relativa de combustible disponible del dosel de copas (*CFLrel*) en cada parcela de inventario para las tres especies de pino se muestran en la Figura 4.1.

Para caracterizar y suavizar el perfil vertical observado en cada parcela se calcularon los parámetros de escala ( $a_1$ ) y de forma ( $a_2$ ) de la función de densidad de probabilidad de Weibull por el método de los momentos descrito en el capítulo de material y métodos. Los valores medio y desviación típica de estos parámetros, así como de la altura media del arbolado ( $\bar{h}$ ), de la altura mínima de la base del dosel (*mCBH*) y de la carga de combustible disponible del dosel (*CFL*) en las parcelas de las tres especies de pino se muestran en la Tabla 4.1. En las Figuras 4.2 a 4.4 se presentan los diagramas de cajas de dichos parámetros y variables junto con los resultados del test de Tukey de comparación de medias dos a dos realizado para analizar la influencia de la especie.

**Tabla 4.1. Media y desviación típica de las variables y parámetros que caracterizan los perfiles verticales de distribución de la carga de combustible disponible del dosel (*CFL*) en las parcelas**

Variable	Estadístico	<i>P. pinaster</i>	<i>P. radiata</i>	<i>P. sylvestris</i>
<i>mCBH</i>	Media	3.50	3.39	3.12
(m)	Desv. std.	2.47	2.37	2.03
$\bar{h}$	Media	9.97	9.44	7.38
(m)	Desv. std.	4.42	3.89	3.44
<i>CFL</i>	Media	0.57	0.68	1.00
(kg m <sup>-2</sup> )	Desv. std.	0.41	0.39	0.57
$a_1$	Media	7.22	6.81	4.80
	Desv. std.	3.63	2.32	1.80
$a_2$	Media	2.81	2.37	2.60
	Desv. std.	0.77	0.39	0.42

*mCBH* = altura mínima de la base del dosel,  $\bar{h}$  = altura media del arbolado,  $a_1$  = parámetro de escala,  $a_2$  = parámetro de forma, Desv. std. = desviación típica

Los valores medios de  $a_1$  (Figura 4.2) fueron ligeramente más altos en *P. pinaster* que en *P. radiata*, sin ser las diferencias significativas ( $\alpha=5\%$ ). *P. sylvestris* mostró el menor valor de  $a_1$  siendo en este caso las diferencias significativas con respecto a las otras dos especies. Con respecto al parámetro  $a_2$  los valores medios más altos se corresponden con *P. pinaster* y los más bajos con *P. radiata*, siendo las diferencias significativas entre las tres especies de pino ( $\alpha=5\%$ ).



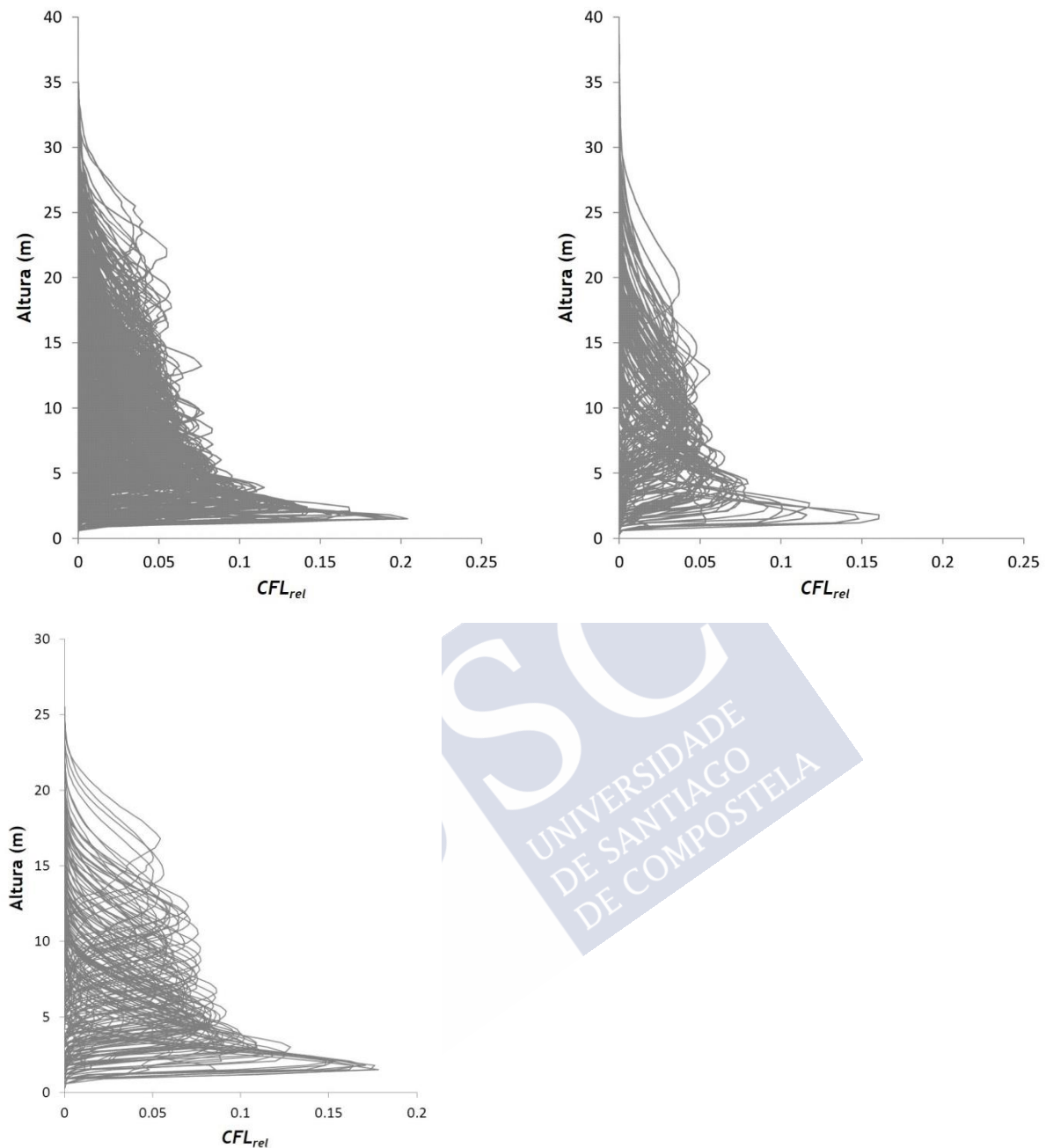


Figura 4.1. Perfiles verticales observados de la distribución de los valores relativos de la carga relativa de combustible disponible del dosel ( $CFL_{rel}$ ) en altura (m) para cada una de las parcelas. *P. pinaster* (superior-izquierda), *P. radiata* (superior-derecha) y *P. sylvestris* (inferior-izquierda)

En relación con las dos variables de alturas que caracterizan los perfiles ( $mCBH$  y  $\bar{h}$ , Figura 4.3), únicamente se observaron diferencias significativas entre la altura media del arbolado ( $\bar{h}$ ) en *P. sylvestris* con respecto a las otras dos especies de pino ( $\alpha=5\%$ ). Sin embargo, si se observaron diferencias significativas en la variable  $CFL$  (Figura 4.4) entre las tres especies, siendo *P. sylvestris* la especie que mostró un mayor valor medio de dicha variable.

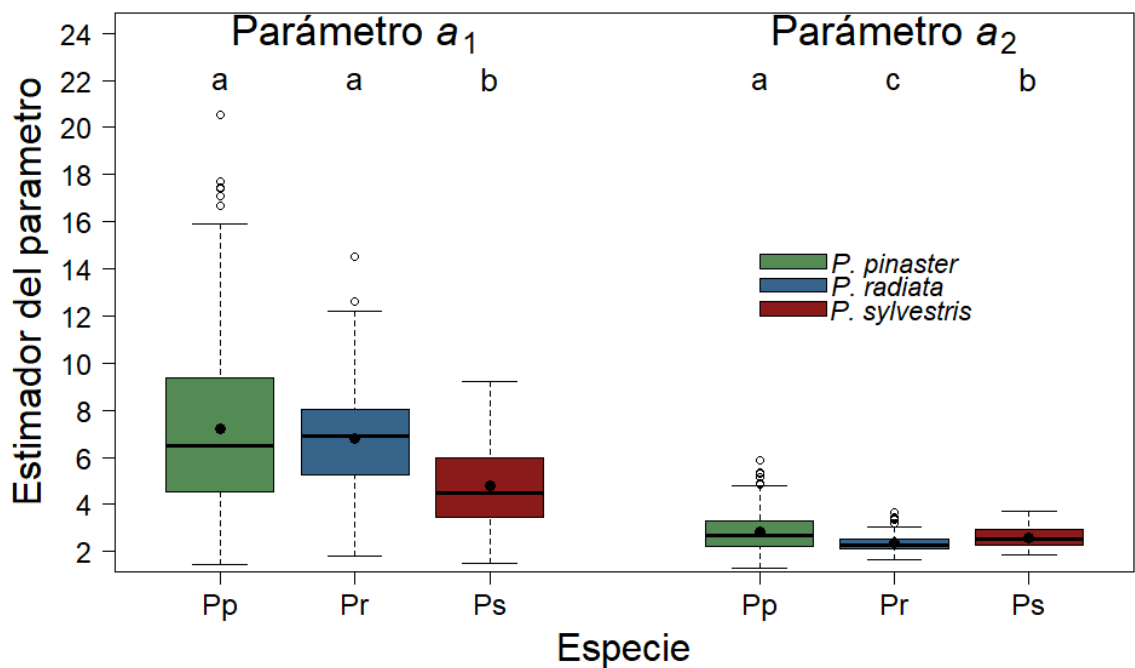


Figura 4.2. Diagrama de cajas de los parámetros de escala ( $a_1$ ) y forma ( $a_2$ ) de la función de densidad de probabilidad de Weibull usada en la caracterización de la distribución vertical de CFL en las parcelas de las tres especies de pino. Letras distintas indican diferencias significativas ( $\alpha=5\%$ ) en el test de Tukey de comparación de medias. Puntos negros representan los valores medios

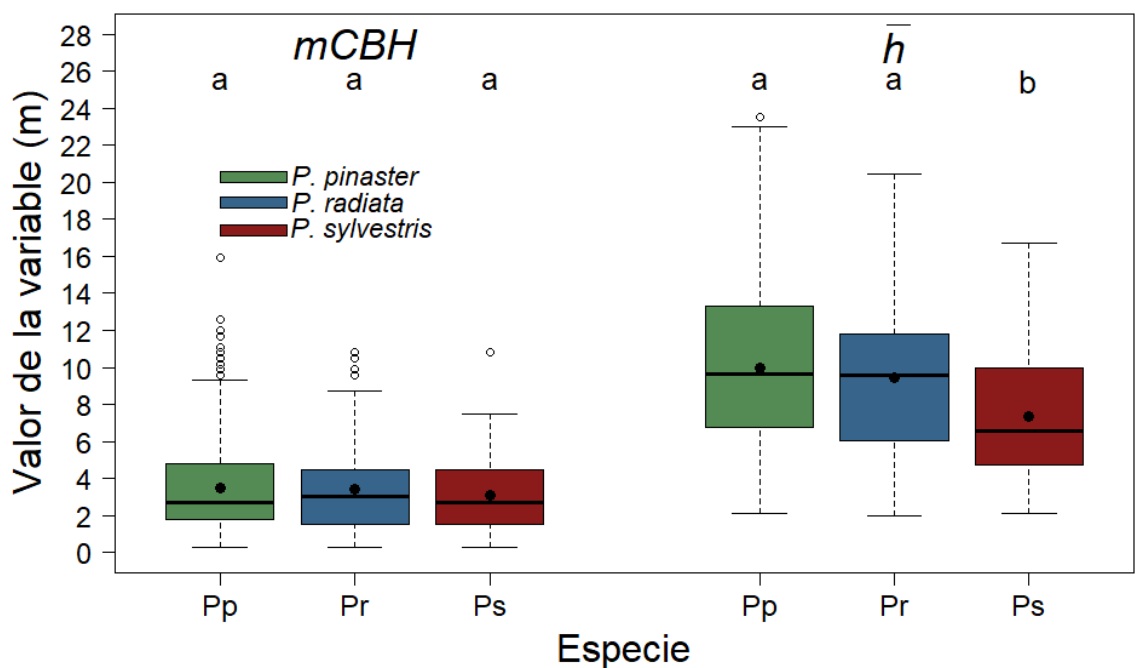


Figura 4.3. Diagrama de cajas de la altura mínima de la base del dosel ( $mCBH$ ) y la altura media del arbolado ( $\bar{h}$ ) en las parcelas de las tres especies de pino. Letras distintas indican diferencias significativas ( $\alpha=5\%$ ) en el test de Tukey de comparación de medias. Puntos negros representan los valores medios

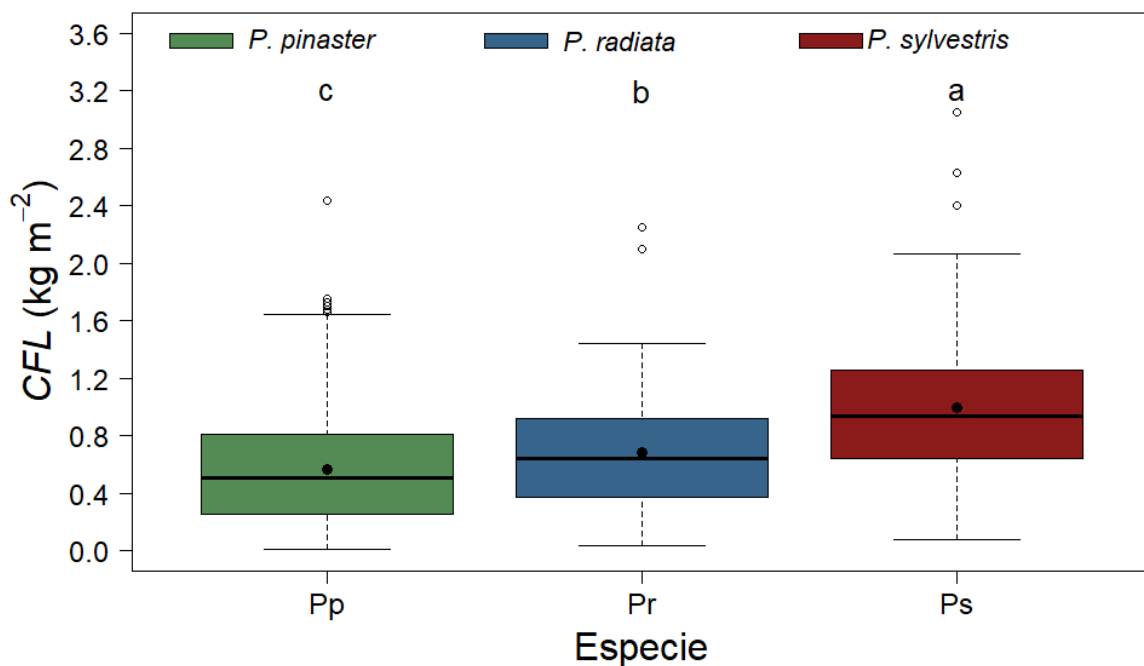


Figura 4.4. Diagrama de cajas de la carga de combustible disponible del dosel ( $CFL$ ) en las parcelas de las tres especies de pino. Letras distintas indican diferencias significativas ( $\alpha=5\%$ ) en el test de Tukey de comparación de medias. Puntos negros representan los valores medios

Los parámetros calculados de la función de Weibull y los valores de  $CFL$  y altura mínima de la base del dosel ( $mCBH$ ) determinados a partir de los datos de campo en cada parcela se usaron para caracterizar las distribuciones verticales de  $CFL$  explicando más del 98% de la variabilidad de las distribuciones verticales de  $CFL$  acumulado observadas para las tres especies, con un valor de RMSE de  $0.0159 \text{ kg m}^{-2}$  ( $rRMSE = 2.78\%$ ) para *P. pinaster*, de  $0.0150 \text{ kg m}^{-2}$  ( $rRMSE = 2.20\%$ ) para *P. radiata* y de  $0.0663 \text{ kg m}^{-2}$  ( $rRMSE = 12.58\%$ ) para *P. sylvestris*. Estos resultados indican el potencial de la función Weibull a la hora de caracterizar las distribuciones verticales de  $CFL$ . También en otros estudios (e.g. Gary, 1978; Gillespie et al., 1994; Keyser y Smith, 2010; Hevia et al., 2012; 2017; Jiménez et al., 2013a; Ex et al., 2015) se utilizó la función de distribución de Weibull para la estimación de biomasa de diferentes componentes a lo largo de la copa del árbol, mostrando un buen comportamiento y mejorando incluso los resultados de otras funciones de distribución como la normal, lognormal o gamma (Schreuder y Swank, 1974).

#### 4.1.2 Sistema de modelos de distribución vertical de $CFL$ basados en métricas LiDAR

Los sistemas de modelos de distribución vertical de  $CFL$ , obtenidos a partir de métricas LiDAR, que mostraron los mejores resultados en los ajustes simultáneos en términos de estadísticos de bondad del ajuste se muestran en la Tabla 4.2. Se trata de cuatro modelos de estimación ( $mCBH$ ,  $CFL$ ,  $m_1$ ,  $m_2$ ) para *P. pinaster* y *P. radiata* (Artículo 1) y de seis modelos ( $CBH$ ,  $mCBH$ ,  $CFL$ ,  $a_1$ ,  $a_2$ ,  $\bar{h}$ ) para *P. sylvestris* (Artículo 2). Todos los parámetros resultaron significativos ( $p < 0.05$ ) en los tres sistemas ajustados.

Según los estadísticos de bondad del ajuste (Tabla 4.2), los modelos potenciales fueron más precisos que los lineales en todas las ecuaciones de *P. pinaster* y *P. radiata*, con la excepción de los modelos de estimación  $CFL$  y  $mCBH$  en esta última especie. En cambio, los modelos

lineales funcionaron mejor en todas las ecuaciones de *P. sylvestris* (Tabla 4.2). Los valores del número de condición y los resultados del test de White no indicaron ningún problema relacionado con la multicolinealidad o la heteroscedasticidad.

**Tabla 4.2. Modelos de distribución vertical de la carga de combustible disponible del dosel arbóreo (CFL), parámetros y estadísticos de bondad del ajuste de los sistemas ajustados simultáneamente a partir de métricas LiDAR para *P. pinaster*, *P. radiata* y *P. sylvestris*. ME = Eficiencia del modelo y RMSE = Raíz del error medio cuadrático. Todos los parámetros estimados fueron significativos ( $p < 0.05$ )**

Especie	Variable dependiente	Modelo	ME	RMSE
<i>P. pinaster</i>	CFL (kg m <sup>-2</sup> )	$C\hat{F}L = 0.0443 \cdot h_{99}^{0.9057} \cdot PFR_{Ahmean}^{0.0631}$	0.4132	0.3145
	mCBH (m)	$mC\hat{B}H = 0.4144 \cdot h_{99}^{0.7998}$	0.4863	2.1030
	$m_1$	$\hat{m}_1 = 0.9401 \cdot h_{99}^{0.8798}$	0.7616	2.1616
	$m_2$	$\hat{m}_2 = 0.1548 \cdot h_{99}^{1.3852}$	0.4747	4.0823
<i>P. radiata</i>	CFL (kg m <sup>-2</sup> )	$C\hat{F}L = 0.0367 \cdot h_{99} + 0.0058 \cdot PFR_{Ahmean}$	0.4583	0.2910
	mCBH (m)	$mC\hat{B}H = 0.2222 \cdot h_{99}$	0.5225	1.6388
	$m_1$	$\hat{m}_1 = 1.0223 \cdot h_{99}^{0.8108}$	0.7288	2.0340
	$m_2$	$\hat{m}_2 = 0.2321 \cdot h_{99}^{1.2650}$	0.5317	3.2499
<i>P. sylvestris</i>	CFL (kg m <sup>-2</sup> )	$C\hat{F}L = 0.4657 + 0.0566 \cdot h_{70} + 0.0048 \cdot PAR_{A4}$	0.2698	0.5480
	mCBH (m)	$mC\hat{B}H = 0.7684 + 0.3863 \cdot h_{mean}$	0.3608	1.6108
	$a_1$	$\hat{a}_1 = 1.5015 + 0.2500 \cdot h_{max}$	0.4614	1.5227
	$a_2$	$\hat{a}_2 = 1.9709 + 0.0484 \cdot h_{max}$	0.2396	0.5025
	CBH (m)	$C\hat{B}H = 0.5630 \cdot h_{90}$	0.5911	2.1080
	$\bar{h}$ (m)	$\bar{h} = 3.7780 + 0.6866 \cdot h_{90}$	0.6112	2.4196

mCBH y CBH = alturas mínima y media de la base del dosel, respectivamente,  $m_1$  y  $m_2$  = momentos de primer y segundo orden,  $a_1$  y  $a_2$  = parámetros de escala y de forma de la función Weibull,  $\bar{h}$  = altura media del rodal,  $h_i$  = percentil i-ésimo de altura de los retornos láser,  $PFR_{Ahmean}$  = porcentaje de primeros retornos láser por encima de la altura media de los retornos ( $h_{mean}$ ),  $h_{max}$  = altura máxima de los retornos láser,  $PAR_{A4}$  = porcentaje del total de retornos láser por encima de 4 m

La variabilidad explicada por los modelos de estimación de CFL fue del 41%, 46% y 27% para *P. pinaster*, *P. radiata* y *P. sylvestris*, respectivamente, mientras que los modelos de estimación de mCBH explicaron el 49%, 52% y 36% de la variabilidad observada para las mismas especies de pino en ese mismo orden (Tabla 4.2). Los modelos de estimación del momento de primer orden ( $m_1$ ) explicaron el 72% y 76% de la variabilidad observada, mientras que los del momento de segundo orden ( $m_2$ ) el 47% y 53% en *P. pinaster* y *P. radiata*, respectivamente. En *P. sylvestris*, los modelos ajustados para la altura del dosel (CBH),  $a_1$ ,  $a_2$  y  $\bar{h}$  explicaron el 59%, 46%, 24% y 61% de la variabilidad observada, respectivamente.

Los estadísticos de bondad del ajuste de los modelos de *P. sylvestris* son inferiores a los obtenidos para *P. pinaster* y *P. radiata*, probablemente debido a la mayor variabilidad de CFL estimada en las parcelas de *P. sylvestris*, con un coeficiente de variación superior en un 24.6% y un 22.3% al observado en las parcelas de *P. radiata* y *P. pinaster*, respectivamente.

En lo que respecta a las variables predictoras, el percentil 99 de altura de los retornos láser ( $h_{99}$ ) fue la única que aparece en todos los modelos ajustados para *P. pinaster* y *P. radiata* (Tabla 4.2) con la excepción de los modelos de estimación de CFL, en los que además se incluyó el porcentaje de primeros retornos láser por encima de la altura media ( $PFR_{Ahmean}$ ) para ambas especies. En cuanto a *P. sylvestris*, alguna de las métricas LiDAR relacionadas con la distribución de alturas ( $h_{max}$ ,  $h_{mean}$ ,  $h_{70}$  o  $h_{90}$ ) entraron como variables predictoras en los seis modelos (Tabla 4.2). De nuevo, solamente en el modelo de CFL se incluyó además una métrica

LiDAR relacionada con la cobertura horizontal del dosel de copas, el porcentaje del total retornos láser por encima de 4 m ( $PAR_{A4}$ ).

Hevia et al. (2016) y Botequín et al. (2019) en sus modelos lineales de estimación de  $CFL$  para *P. pinaster* también combinaron métricas LiDAR relacionadas tanto con la distribución de alturas como con la cobertura del dosel. En el primer trabajo, realizado en una red de ensayo de claras combinadas con podas para *P. pinaster* en Asturias, se utilizaron el percentil 5 de altura de los retornos láser ( $h_{05}$ ) y el porcentaje de primeros retornos láser por encima de 2 m ( $PFR_{A2}$ ) como variables explicativas (Hevia et al., 2016); mientras que en el segundo trabajo centrado en masas puras de *P. pinaster* en Extremadura (Botequín et al., 2019), las variables explicativas fueron la desviación estándar de la altura de los retornos entre 0 y 2 m ( $h_{sd\ 0-2}$ ), la curtosis de la altura de los retornos entre 8 y 14 m ( $h_{kurt\ 8-14}$ ) y el porcentaje de primeros retornos por encima de  $h_{mean}$  con respecto al total de retornos ( $PFR_{Ahmean}$ ). En cambio, González-Ferreiro et al. (2014) en un estudio de rodales de *P. radiata* en Galicia incluyeron como variables predictoras de  $CFL$  dos métricas relacionadas con la distribución de altura: percentil 60 de altura los retornos láser ( $h_{60}$ ) y curtosis de altura de los retornos láser entre 0 y 2 m ( $h_{Kurt\ 0-2}$ ) y una métrica relacionada con la distribución de intensidad: el skewness ( $i_{skw}$ ) de la misma.

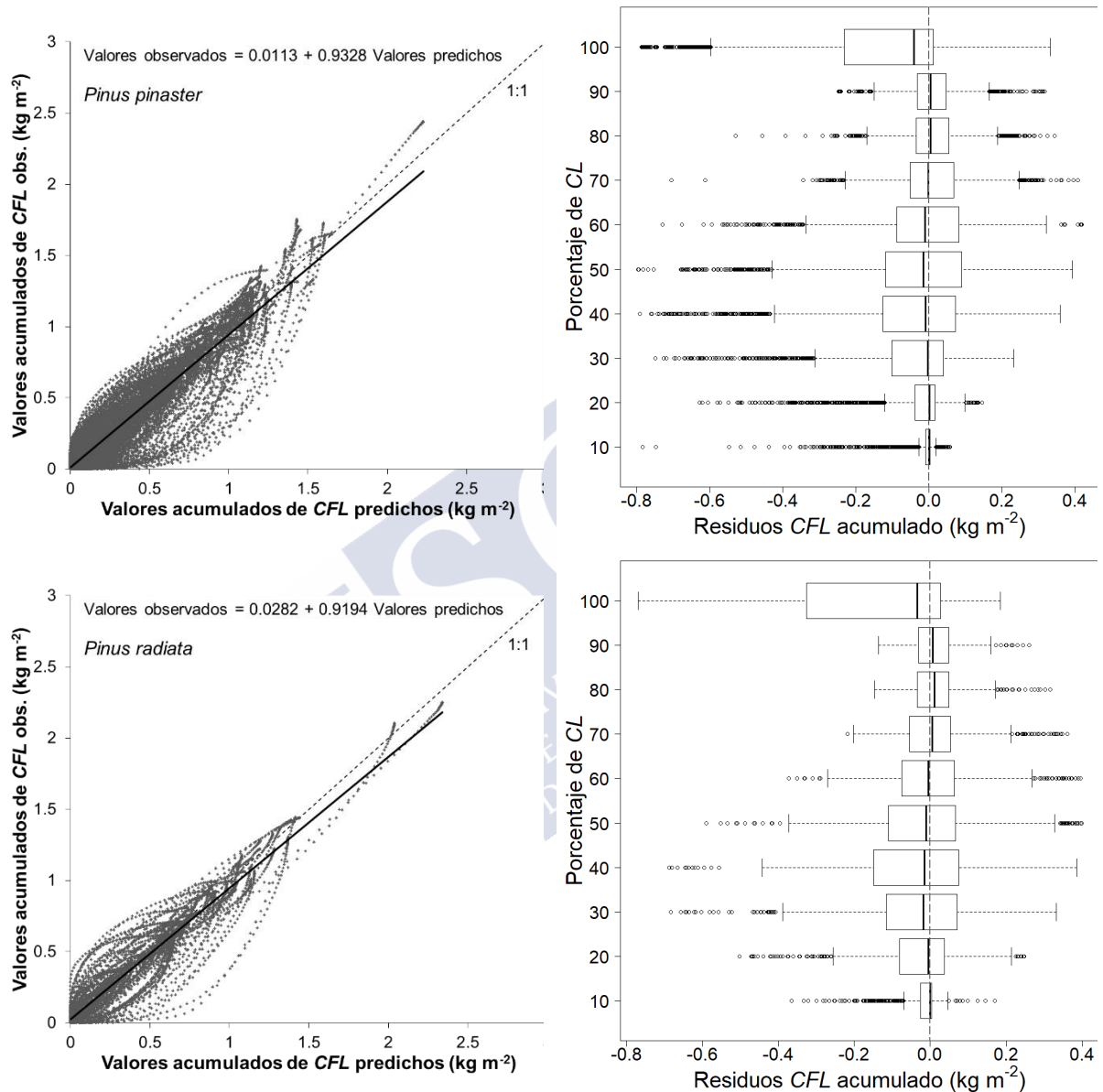
Hay dos posibles razones para explicar los relativamente bajos valores de los estadísticos de bondad del ajuste de los sistemas. La primera y más importante es la baja resolución de los datos LIDAR utilizados (0.5 primeros retornos  $m^{-2}$ ). Por ejemplo, White et al. (2013) recomiendan para la estimación de variables de rodal en un inventario forestal basado en LiDAR un mínimo de 1 pulso  $m^{-2}$ , llegando a más de 4 pulsos  $m^{-2}$  para bosques densos en terrenos de orografía complicada. Los excelentes resultados obtenidos por Hevia et al. (2016) en rodales de *P. pinaster* en Asturias con una resolución LiDAR que oscila entre 8 y 16 primeros retornos  $m^{-2}$  en un modelo ajustado para la estimación de  $CFL$  ( $ME = 0.97$  y  $RMSE = 0.0363\ kg\ m^{-2}$ ) vienen a corroborar la importancia de la densidad de puntos.

Una segunda razón podría ser la presencia de errores en la localización de las parcelas de campo del Inventario Forestal Nacional (IFN). Sin embargo, según los resultados obtenidos por Gobakken y Næsset (2009) en un estudio sobre los efectos de los errores en la georreferenciación y el tamaño de las parcelas en las estimaciones de variables biofísicas de rodal a partir de métricas LiDAR, tanto los percentiles elevados de altura de los retornos como  $PFR_{Ahmean}$  son de las métricas LIDAR menos afectadas por los errores de georreferenciación de las parcelas, especialmente en masas adultas y densas como las empleadas en este estudio. Por tanto, tal y como se comentó en el capítulo de Material y Métodos, estos errores no deberían tener un fuerte efecto en las estimaciones de los sistemas ajustados.

Por último, los sistemas de modelos obtenidos (Tabla 4.2) se aplicaron para estimar las distribuciones verticales de  $CFL$  de cada parcela, distribuciones que se compararon con los perfiles observados (Figura 4.5, izquierda). Los perfiles estimados explicaron el 52%, el 49% y el 41% de la variabilidad observada para *P. pinaster*, *P. radiata* y *P. sylvestris* respectivamente, con un valor de  $RMSE$  de  $0.2587\ kg\ m^{-2}$  ( $rRMSE = 45.39\%$ ),  $0.3028\ kg\ m^{-2}$  ( $rRMSE = 44.53\%$ ) y  $0.3273\ kg\ m^{-2}$  ( $rRMSE = 62.07\%$ ) para dichas especies en el mismo orden. Los diagramas de dispersión indicaron una ligera tendencia a sobreestimar las distribuciones de  $CFL$  para las tres especies. Esta misma tendencia fue encontrada por Botequim et al. (2019), pero no por González-Ferreiro et al. (2014) que no se observó ni subestimación ni sobrestimación.



La inspección del diagrama de cajas de los residuos de *CFL* frente al porcentaje de longitud de copas del dosel (Figura 4.5, derecha) indicó que los residuos se distribuían homogéneamente a lo largo de la longitud del dosel y que los mayores valores se encontraban en la zona central del mismo para las tres especies (40-50%) y en el 10% superior para *P. pinaster* y *P. radiata*.



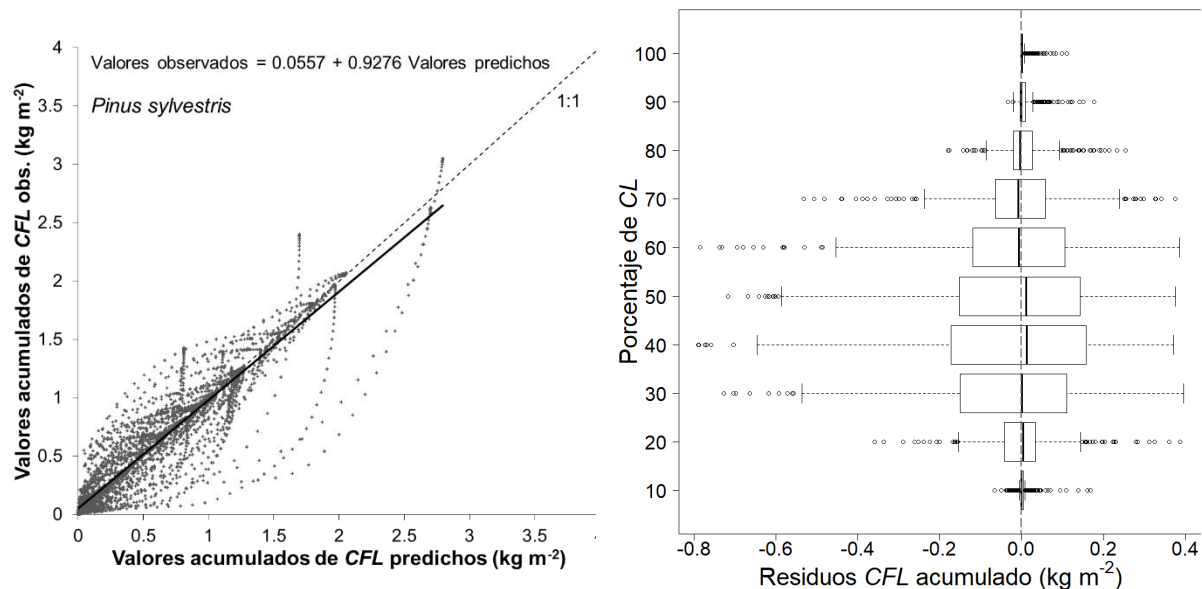


Figura 4.5. Valores observados frente a predichos de las distribuciones verticales acumuladas de la carga de combustible disponible del dosel (CFL) a partir de métricas LiDAR (izquierda) y diagramas de caja de los residuos de CFL acumulado para diferentes porcentajes de longitud de copa, CL (derecha). *P. pinaster* (superior), *P. radiata* (medio) y *P. sylvestris* (inferior). La línea continua representa el modelo lineal ajustado a la nube de puntos y la línea discontinua representa la diagonal (recta 1:1)

Una característica notable del sistema de modelos desarrollado en el artículo 2 para *P. sylvestris* (Tabla 4.2) es que es compatible con los dos principales enfoques utilizados para definir y estimar las características del dosel relacionadas con la actividad de fuego de copas y que se describieron en el Apartado de introducción: obtención de CFL, CBH y CBD a partir de los perfiles verticales o según el método *load over depth*, compatible con los criterios de Van Wagner (1977).

Por un lado, la metodología más compleja en la que la forma de la copa define la distribución del combustible (perfiles verticales) requiere del empleo del sistema completo de ecuaciones propuesto en la Tabla 4.2. En este caso, la distribución vertical de densidad aparente del dosel (CBD) se obtendría simplemente dividiendo los valores estimados de CFL acumulados hasta una cierta longitud de copa entre dicha longitud; el valor máximo de este perfil sería el valor de CBD y el valor de CBH el correspondiente a la altura a la que se alcanza un determinado umbral de densidad aparente en ese perfil.

Por otro lado, la metodología más sencilla, en la que se asume que el combustible disponible se distribuye homogéneamente en el dosel (*load over depth*), requiere únicamente del uso de los modelos de estimación de CFL, CBH y  $\bar{h}$  para *P. sylvestris* (Tabla 4.2). En este caso, el valor de CBD se obtendría dividiendo CFL entre CL, obtenida por diferencia entre  $\bar{h}$  y CBH.

Una limitación de los sistemas de modelos publicados en el artículo 1 para *P. pinaster* y *P. radiata* (Tabla 4.2) es que no incluyen ecuaciones para la estimación directa de las variables CBH y  $\bar{h}$  tal y como se definen en la metodología *load over depth*. Es por esto por lo que se ha decidido ajustar para estas dos especies un nuevo sistema de modelos, similar al ajustado de forma simultánea para *P. sylvestris* en el artículo 2, que incluya dichas ecuaciones. Se muestran, en la Tabla 4.3, los resultados de dichos ajustes. Como se puede observar los estadísticos de

bondad del ajuste de los modelos de estimación de  $CFL$ ,  $mCBH$ ,  $m_1$  y  $m_2$  en los sistemas de modelos ajustados simultáneamente de seis ecuaciones (Tabla 4.3) empeoran solo muy ligeramente respecto a los estadísticos de los modelos en los sistemas de cuatro ecuaciones (Tabla 4.2). Las ecuaciones de estimación de  $\bar{h}$  explicaron el 72 y el 73% de la variabilidad observada respectivamente en *P. radiata* y *P. pinaster*, siendo estos valores superiores al 61% explicado por el modelo para *P. sylvestris* (Tabla 4.2). En cuanto a los modelos de estimación de  $CBH$ , la variabilidad explicada fue del 67% en *P. radiata* y del 46% en *P. pinaster*, quedando en este caso la variabilidad explicada en *P. sylvestris* (59%, Tabla 4.2) entre medias de dichos valores.

**Tabla 4.3. Modelos distribución vertical de la carga de combustible disponible del dosel ( $CFL$ ), parámetros y estadísticos de bondad del ajuste de los sistemas ajustados simultáneamente a partir de métricas LiDAR para *P. pinaster* y *P. radiata* incluyendo ecuaciones para estimar la altura de la base del dosel ( $CBH$ ) y la altura media del rodal ( $\bar{h}$ ). ME = Eficiencia del modelo y RMSE = Raíz del error medio cuadrático. Todos los parámetros estimados fueron significativos ( $p < 0.05$ )**

Especie	Variable dependiente	Modelo	ME	RMSE
<i>P. pinaster</i>	$CFL$ (kg m <sup>-2</sup> )	$C\hat{F}L = 0.0257 \cdot h_{99}^{1.1019} \cdot PFR_{Ahmean}^{0.0488}$	0.4031	0.3172
	$mCBH$ (m)	$mC\hat{B}H = 0.1858 \cdot h_{99}^{1.0722}$	0.4756	2.1247
	$m_1$	$\hat{m}_1 = 0.4955 \cdot h_{99}^{1.0980}$	0.7295	2.3022
	$m_2$	$\hat{m}_2 = 0.0869 \cdot h_{99}^{1.5784}$	0.4724	4.0912
	$CBH$ (m)	$C\hat{B}H = -1.1754 + 0.4611 \cdot h_{99}$	0.4630	2.6164
	$\bar{h}$ (m)	$\bar{h} = 1.8104 + 0.7868 \cdot h_{99}$	0.7175	2.6108
<i>P. radiata</i>	$CFL$ (kg m <sup>-2</sup> )	$C\hat{F}L = 0.0387 \cdot h_{99} + 0.0038 \cdot PFR_{Ahmean}$	0.4524	0.2926
	$mCBH$ (m)	$mC\hat{B}H = 0.2214 \cdot h_{99}$	0.5204	1.6370
	$m_1$	$\hat{m}_1 = 0.6165 \cdot h_{99}^{0.9823}$	0.7398	1.9923
	$m_2$	$\hat{m}_2 = 0.0411 \cdot h_{99}^{1.8416}$	0.4323	3.5782
	$CBH$ (m)	$C\hat{B}H = -1.3627 + 0.4088 \cdot h_{99}$	0.6657	1.8312
	$\bar{h}$ (m)	$\bar{h} = 2.5159 + 0.7965 \cdot h_{99}$	0.7173	2.7718

$mCBH$  = altura mínima de la base del dosel,  $m_1$  = momento de primer orden respecto a cero y  $m_2$  = momento de segundo orden respecto a la media de las alturas de los retornos,  $h_{99}$  = percentil 99 de altura de los retornos láser,  $PFR_{Ahmean}$  = porcentaje de primeros retornos láser por encima de la altura media de los retornos ( $h_{mean}$ )

Los sistemas de modelos propuestos permiten generar mapas de distribución espacial de las principales características de los combustibles del dosel relacionadas con el riesgo de fuego de copas ( $CFL$ ,  $CBH$  y  $CBH$ ), así como de otras variables, como el factor de ajuste de la velocidad del viento (WAF), que requieren para su cálculo del ratio de copa (cociente entre  $CL$  y  $\bar{h}$ ). Para ello es necesario disponer de datos LiDAR que cubran la totalidad del territorio en estudio, así como identificar espacialmente los distintos tipos de pinar, siendo una posible opción el uso de los estratos definidos en el Mapa Forestal de España, o recurrir a la clasificación de coberturas mediante imágenes de satélite (Artículo 3).

#### 4.1.3 Sistema de modelos de distribución vertical de *CFL* basados en variables de rodal

En la tabla 4.4 se muestran los mejores sistemas de modelos de distribución vertical de *CFL* ajustados simultáneamente a partir de las variables de rodal en el Artículo 1 para las especies *P. pinaster* y *P. radiata*. También se ha añadido a dicha tabla un sistema de modelos similar a los anteriores, pero para la especie *P. sylvestris* que ha sido publicado por el autor de la presente tesis en Arellano-Pérez et al. (2017). Los modelos van acompañados de sus respectivos estadísticos de bondad del ajuste.

**Tabla 4.4. Modelos de distribución vertical de la carga de combustible disponible del dosel (*CFL*), parámetros y estadísticos de bondad del ajuste de los sistemas ajustados simultáneamente a partir de variables de rodal para *P. pinaster*, *P. radiata* y *P. sylvestris*. ME = Eficiencia del modelo y RMSE = Raíz del error medio cuadrático. Todos los parámetros estimados fueron significativos ( $p < 0.05$ )**

Especie	Variable dependiente	Modelo	ME	RMSE
<i>P. pinaster</i>	<i>CFL</i> (kg m <sup>-2</sup> )	$C\hat{F}L = 0.0265 \cdot G$	0.9668	0.0747
	<i>mCBH</i> (m)	$mC\hat{B}H = 0.0107 \cdot H^{0.7615} \cdot dg^{1.2144}$	0.6444	1.4748
	$m_1$	$\hat{m}_1 = 0.3752 \cdot H^{1.0792} \cdot dg^{0.1153}$	0.9608	0.8775
	$m_2$	$\hat{m}_2 = 0.3946 \cdot H^{1.9370} \cdot dg^{-0.8420}$	0.6448	3.3604
<i>P. radiata</i>	<i>CFL</i> (kg m <sup>-2</sup> )	$C\hat{F}L = 0.0299 \cdot G$	0.9847	0.0488
	<i>mCBH</i> (m)	$mC\hat{B}H = 0.0306 \cdot H^{1.3747} \cdot G^{0.2493}$	0.7045	1.3003
	$m_1$	$\hat{m}_1 = 0.3092 \cdot H^{1.1326} \cdot G^{0.0649}$	0.9637	0.7477
	$m_2$	$\hat{m}_2 = 0.1055 \cdot H^{1.7609} \cdot G^{-0.2286}$	0.7418	2.4237
<i>P. sylvestris</i>	<i>CFL</i> (kg m <sup>-2</sup> )	$C\hat{F}L = 0.0507 \cdot G^{0.9469}$	0.9579	0.1330
	<i>mCBH</i> (m)	$mC\hat{B}H = 0.0564 \cdot H^{1.5901}$	0.7692	1.0262
	$a_1$	$a1 = 0.3642 \cdot H^{0.9702} \cdot G^{0.0510}$	0.8046	0.9554
	$a_2$	$a2 = 1.6912 + 0.0191 \cdot G + 0.0351 \cdot H$	0.5809	0.3904

*mCBH* = altura mínima de la base del dosel,  $m_1$  y  $m_2$  = momentos de primer y segundo orden,  $a_1$  y  $a_2$  = parámetros de escala y de forma de la función Weibull,  $H$  = altura dominante (m),  $G$  = área basimétrica (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>),  $dg$  = diámetro medio cuadrático (cm)

La altura dominante ( $H$ ) fue la principal variable predictora en todos los modelos en los que la variable dependiente estaba directa o indirectamente relacionada con la altura del dosel (*mCBH* y los momentos y parámetros de la distribución de Weibull). Además, cuando entraron otras variables predictoras en esos modelos, sólo el diámetro medio cuadrático ( $dg$ ) para *P. pinaster* y el área basimétrica ( $G$ ) para *P. radiata* y *P. sylvestris* mejoraron significativamente los resultados obtenidos (Tabla 4.4). En cambio, la única variable predictora en los modelos de *CFL* fue  $G$ . Modelos de estimación de *CFL* para pinares del noroeste peninsular de otros autores (e.g. Gómez-Vázquez et al., 2012; Castedo-Dorado et al., 2012; Fernández-Alonso et al., 2013) también incluyeron  $G$  sola o acompañada de la densidad ( $N$ ) o la altura dominante ( $H$ ). El modelo de estimación de *CFL* de Cruz et al. (2003) para coníferas del oeste de Norte América incluyó como variables dependientes  $G$  y  $N$ .

Según los valores de los estadísticos de bondad del ajuste (Tabla 4.4), los modelos potenciales fueron más precisos que los modelos lineales para todos los casos de las tres especies de pino, salvo para los modelos de estimación de *CFL* en *P. pinaster* y *P. radiata* y el modelo de estimación del parámetro de forma ( $a_2$ ) para *P. sylvestris*. Los valores del número de condición y los resultados de la prueba de White indicaron la ausencia de problemas relacionados con la multicolinealidad o la heteroscedasticidad.

La variabilidad explicada por los modelos de estimación de *CFL* (Tabla 4.4) osciló entre el 96% y el 98% mientras que para el modelo de estimación de *mCBH* osciló entre el 64% y el 77% para las tres especies de pino, con valores ligeramente superiores para los rodales de *P. radiata* e inferiores en rodales de *P. sylvestris*, excepto en *mCBH*. Estos resultados, están en línea con los obtenidos por Gómez-Vázquez et al. (2012) y por Fernández-Alonso et al. (2013) en los que la variabilidad explicada por sus modelos de estimación *CFL* fue del 99% en el primer caso y osciló entre el 94 y el 99% en el segundo, dependiendo de la especie. La variabilidad explicada por los modelos de estimación de *mCBH* ajustados en la presente tesis resultó inferior a las obtenidas por Ruiz-González y Álvarez-González et al. (2011) con un ME de 0,97, por Gómez-Vázquez et al. (2012) con  $R^2$  entre 0.91 y 0.96 y por Fernández-Alonso et al. (2013) con un ME entre 0.69 y 0.97.

Los modelos de estimación del momento de primer orden explicaron más del 96% de la variabilidad observada, mientras que los ajustados para el momento de segundo orden explicaron el 64% y el 74% respectivamente para *P. pinaster* y *P. radiata*.

En *P. sylvestris* se ajustaron directamente los parámetros  $a_1$  y  $a_2$ , en vez de los momentos, ya que se obtuvieron mejores resultados. La variabilidad explicada por estos fue del 80% y del 58%, respectivamente. En los estudios de Hevia et al. (2012; 2018), la variabilidad explicada por el modelo de estimación del parámetro de escala de la función de Weibull ( $a_1$ ) también fue mayor que la del parámetro de forma ( $a_2$ ) a la hora de modelizar la distribución vertical de *CBD* a partir de variables de rodal, con valores de  $R^2$  entre 0.93-0.97 y 0.40-0.58, respectivamente.

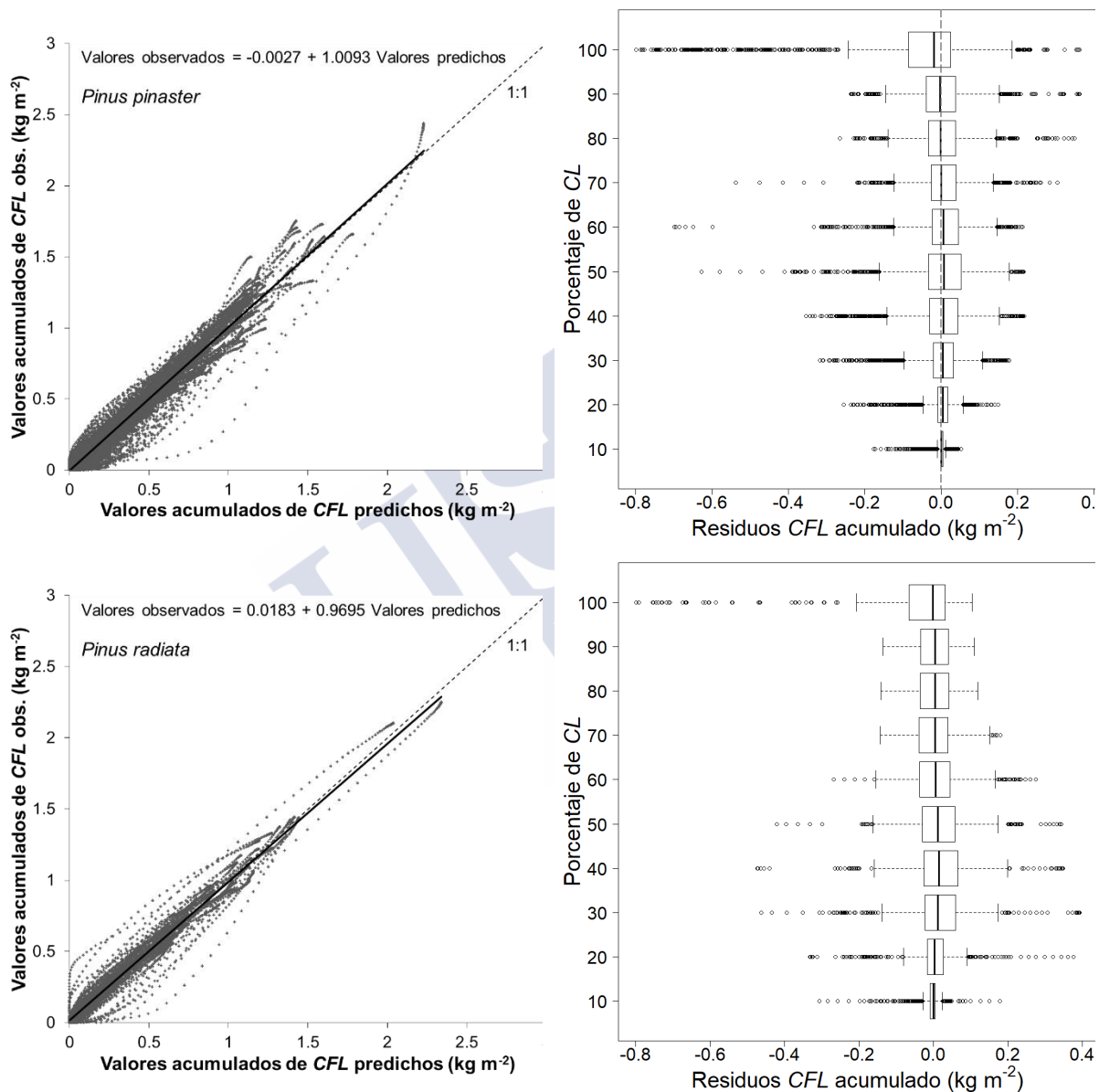
Se utilizaron los tres sistemas de cuatro modelos (Tabla 4.4) para estimar las distribuciones verticales de la *CFL* a partir variables de rodal de cada parcela. En la Figura 4.6 (izquierda) se muestran los diagramas de dispersión de las distribuciones de *CFL* observadas, es decir calculadas a partir de los datos de campo, frente a las distribuciones de *CFL* predichas. Los perfiles estimados explicaron el 84%, el 86% y el 89% de la variabilidad observada para *P. pinaster*, *P. radiata* y *P. sylvestris* respectivamente, con un valor RMSE de 0.1441 kg m<sup>-2</sup> (rRMSE = 25.29%), de 0.1518 kg m<sup>-2</sup> (rRMSE = 22.32 %) y de 0.1413 kg m<sup>-2</sup> (rRMSE = 26.80%) en el mismo orden. Estos diagramas de dispersión indicaron que ambas distribuciones están fuertemente correlacionadas y sin tendencia a la sobre o subestimación.

En la Figura 4.6 (derecha) también se incluyen los diagramas de caja de residuos frente al porcentaje de longitud de copa del dosel (*CL*). Los diagramas de caja muestran que los residuos se distribuyen homogéneamente a lo largo de la *CL*, presentándose los valores mayores en el 10% superior del dosel en las especies *P. pinaster* y *P. radiata* y en la zona central del mismo (30-50%) en *P. sylvestris*.

Estos sistemas (Tabla 4.3) también son compatibles con los dos enfoques (*load over depth* y perfiles verticales) al igual que se comentó con los modelos obtenidos a partir de métricas LiDAR. La estimación de *CBD* acorde con los criterios de Van Wagner (1977) implicaría dividir *CFL* entre la longitud de copa del dosel (*CL*), obtenida esta como la diferencia entre la altura media del rodal ( $\bar{h}$ ) y *CBH* determinadas ambas a partir de los inventarios de campo o mediante el uso de modelos de estimación como los de Fernández-Alonso et al. (2013) en el caso de *CBH*.



Los sistemas basados en el uso de las variables de rodal como predictoras ajustaron los datos con mayor precisión que los sistemas basados en las métricas LIDAR por las razones comentadas con anterioridad (Apartado 4.1.2). Sin embargo, hay que destacar que los modelos ajustados a partir de métricas LiDAR permiten el cartografiado directo de las variables del dosel mientras que el cartografiado a partir de modelos basados en variables de rodal implicaría el paso intermedio de estimar dichas variables de rodal a partir de modelos basados en algún tipo de sensor remoto.



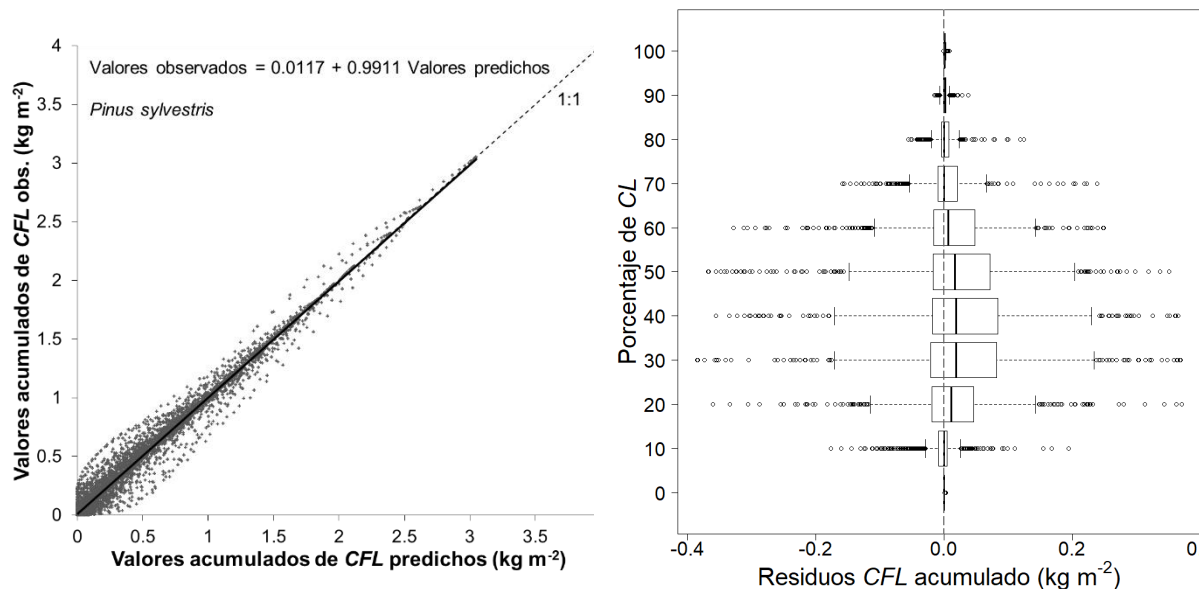


Figura 4.6. Valores observados frente a predichos de las distribuciones verticales acumuladas de la carga de combustible disponible del dosel, CFL a partir de variables de rodal (izquierda) y diagramas de caja de los residuos de CFL acumulado para diferentes porcentajes de longitud de copa, CL (derecha). *P. pinaster* (superior), *P. radiata* (medio) y *P. sylvestris* (inferior). La línea continua representa el modelo lineal ajustado a la nube de puntos y la línea discontinua representa la diagonal (recta 1:1)

Por último, una posible aplicación de los modelos propuestos, tanto a partir de métricas LiDAR como a partir de variables de rodal, es utilizarlos para evaluar los efectos de los diferentes esquemas selvícolas dirigidos a reducir el peligro de incendio de las copas. Tanto las claras como las podas se pueden emplear como medio para incrementar *CBH* y reducir *CBD* por debajo de  $0.1 \text{ kg m}^{-3}$ , valor considerado como umbral mínimo necesario para la propagación del fuego por las copas (Keyes y O'Hara, 2002). De todos modos, es necesario tener en cuenta que la toma de decisiones en silvicultura preventiva no debe basarse únicamente en la distribución vertical de los combustibles en la copa, debiendo ser también considerados otros aspectos esenciales como son el efecto de la intervención selvícola sobre el complejo de combustibles de superficie, la humedad del combustible de los restos y la exposición al viento (Scott y Reinhardt, 2001).

## 4.2 ARTÍCULO 3

**Artículo 3:** Potencial de los datos de Sentinel-2A para modelizar las características del combustible de superficie y del dosel arbóreo relacionadas con el riesgo de fuego de copas (*Remote Sensing*).

### 4.2.1 Características del combustible de superficie y del dosel arbóreo

En las parcelas control (C) y clara fuerte (HT) de *P. pinaster*, la hojarasca fue el tipo de combustible de superficie predominante, con porcentajes de aparición del 77% y 64%, respectivamente (Figura 4.7). Le siguen las especies leñosas (*U. europaeus*, *U. gallii*, *P. tridentatum*, *E. australis*) con un porcentaje de aparición mayor en las parcelas sometidas a clara fuerte (23%) que en las control (9%). Esta respuesta parece consistente con una mayor entrada de radiación solar en el sotobosque que favorece el desarrollo y crecimiento de la vegetación después de la clara (Walker y Fecko, 2016).

Respecto a *P. radiata*, el porcentaje de parcelas con predominio de hojarasca o de especies leñosas (*U. gallii*, *Erica sp.* y *P. tridentatum*) fue bastante equilibrado en ambos tratamientos, destacando un considerable aumento de parcelas con presencia de zarza (*R. ulmifolius*) respecto a las parcelas de *P. pinaster*. Esto se puede deber a que las plantaciones de *P. radiata* suelen estar ubicadas en lugares de mejor suelo y mayor disponibilidad de agua, lo que propicia la expansión de esta especie en el sotobosque. En la mayor parte de las parcelas, independientemente del tipo de combustible de superficie dominante, hay que añadir la presencia de restos leñosos procedentes de la clara.

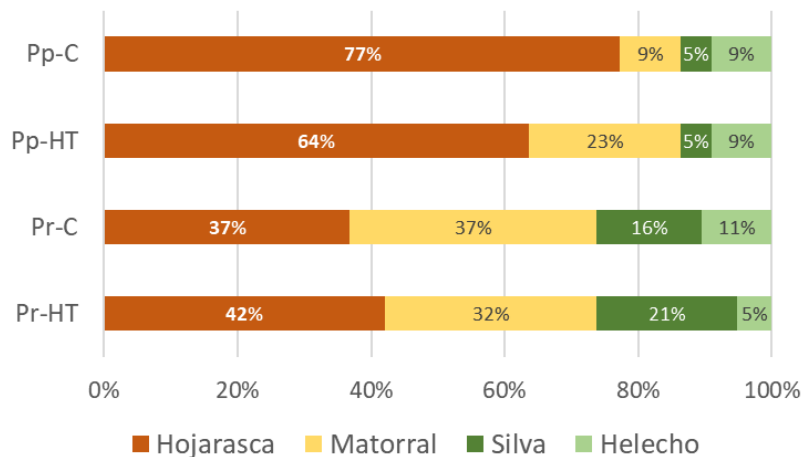


Figura 4.7. Diagrama de barras del porcentaje de frecuencia de los principales tipos de combustibles de superficie (hojarasca, vegetación leñosa, zarza y helecho) por especie de pino y tratamiento. Pp-C = *P. pinaster* control, Pp-HT = *P. pinaster* clara fuerte, Pr-C = *P. radiata* control y Pr-HT = *P. radiata* clara fuerte

En la Tabla 4.5 se muestran los estadísticos descriptivos de las principales variables de combustible analizadas para las dos especies de pino y los tres tratamientos seis años después de la ejecución de la clara. Hay que destacar, en primer lugar, la falta de diferencias significativas ( $\alpha = 0.05$ ) entre tratamientos para los valores medios de las variables *CBH* y la distancia vertical entre los estratos del combustible de superficie y del dosel (*FSG*) en ninguna de las dos especies. En el caso de *CBD* los valores medios observados en el control para las dos especies fueron significativamente superiores a los de las parcelas tratadas, aunque no existieron diferencias significativas entre estas últimas ( $\alpha = 5\%$ ). Finalmente, los valores de la carga total del combustible de superficie (*SFL*) fueron significativamente menores en el control que en la clara fuerte en ambas especies (no se realizó inventario en las parcelas de clara débil)

Tabla 4.5. Estadísticos descriptivos de las variables del combustible del dosel arbóreo y superficie analizadas por especie de pino seis años después del tratamiento. Letras diferentes indican diferencias significativas ( $\alpha = 5\%$ ) entre tratamientos dentro de la misma columna.

Especie	Tratamiento	CBH (m)		FSG (m)		CBD (kg m <sup>-3</sup> )		SFL (Mg ha <sup>-1</sup> )	
		Media	Desv. std.	Media	Desv. std.	Media	Desv. std.	Media	Desv. std.
<i>P. pinaster</i>	C	8.77 <sup>a</sup>	2.20	8.46 <sup>a</sup>	2.27	0.2061 <sup>a</sup>	0.0486	40.72 <sup>b</sup>	9.10
	LT	8.60 <sup>a</sup>	2.37	---	---	0.1595 <sup>b</sup>	0.0406	---	---
	HT	8.61 <sup>a</sup>	2.35	8.23 <sup>a</sup>	2.43	0.1308 <sup>b</sup>	0.0261	44.63 <sup>a</sup>	9.41
<i>P. radiata</i>	C	10.73 <sup>a</sup>	2.54	10.27 <sup>a</sup>	2.64	0.1548 <sup>a</sup>	0.0474	40.12 <sup>b</sup>	8.85
	LT	10.16 <sup>a</sup>	2.08	---	---	0.1060 <sup>b</sup>	0.0268	---	---
	HT	9.59 <sup>a</sup>	2.80	9.07 <sup>a</sup>	2.87	0.0811 <sup>b</sup>	0.0253	44.99 <sup>a</sup>	9.22

C = control, LT = clara débil, HT = clara fuerte, *CBH* = altura de la base del dosel, *FSG* = distancia vertical entre los estratos del combustible de superficie y del dosel, *CBD* = densidad aparente del dosel, *SFL* = carga total de combustible de superficie, Desv. std. = desviación estándar

#### 4.2.2 Modelo de clasificación de especies de masa forestal con diferentes tratamientos de clara

En primer lugar, se ajustó un modelo de clasificación con la técnica *Random Forest* (RF) para diferenciar entre especie de pino (*P. pinaster* y *P. radiata*) y tratamiento de clara (control, clara débil y clara fuerte). Las métricas derivadas de las imágenes Sentinel-2A (S-2A) de mayor importancia relativa para obtener esta clasificación fueron alguno de los estadísticos del índice *RENDVI* (*Red-Edge Normalized Difference Vegetation Index*), de dos de las bandas del rango espectral visible (*B2*, *B4*) y de dos de las bandas del rango espectral del infrarrojo de onda corta (*B11*, *B12*) (Figura 4.8). Estos resultados están en consonancia con los obtenidos por Immitzer et al. (2016), que encontraron que las cinco bandas espectrales más importantes eran dos en el infrarrojo de onda corta (*B11*, *B12*), una en el borde rojo (*B5*) y dos en el espectro visible (*B2*, *B4*). Las bandas del borde rojo de S-2A también se han utilizado con buenos resultados para estimar otras variables biofísicas de la vegetación, como la biomasa aérea (e.g. Sibanda et al., 2015; Puliti et al., 2018); la cobertura del dosel arbóreo y el índice de área foliar (e.g. Korhonen et al., 2017).

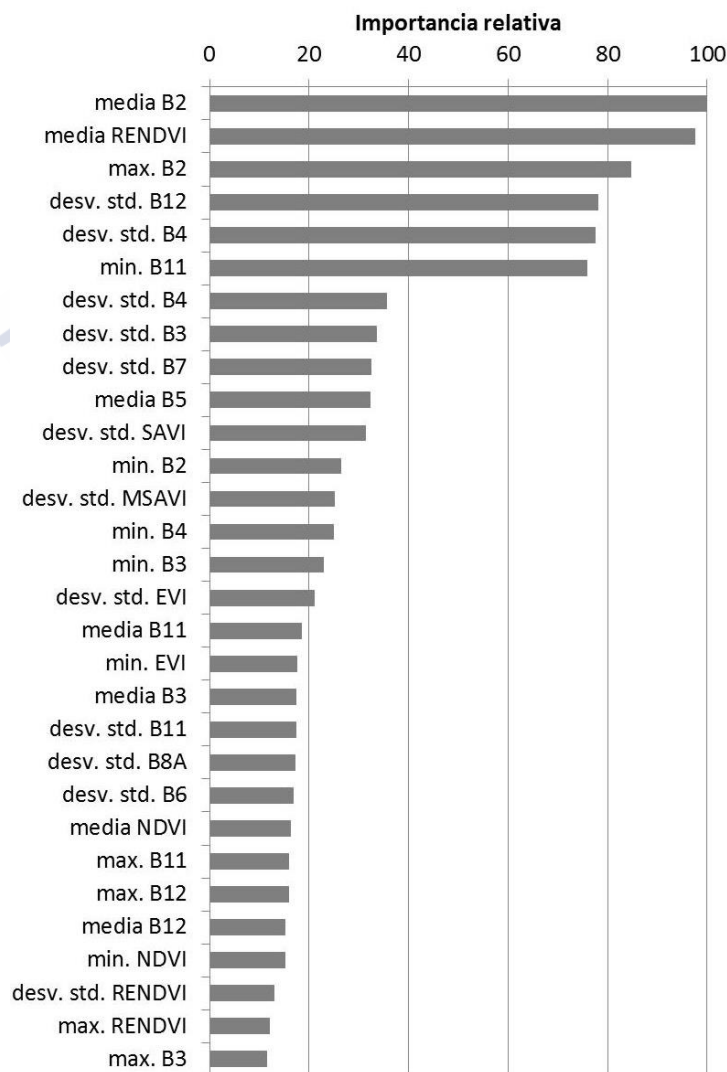


Figura 4.8. Importancia relativa de los estadísticos derivados de las imágenes S-2A en la clasificación de las parcelas por especie y tratamiento

Por último, en la Tabla 4.6 se evalúa el comportamiento del modelo RF para diferenciar entre las dos especies de pino y los tres tratamientos de clara mediante la matriz de confusión y el valor del índice Kappa. La precisión global de este modelo fue del 83.74%, con un valor Kappa de 0.8044, mientras que las precisiones relativas para la clasificación de especies y tratamientos fueron del 96.75% y el 83.74%, respectivamente (con valores Kappa de 0.9343 y 0.7561). Como se observa, la precisión de clasificación alcanzada fue especialmente satisfactoria para la discriminación de especies y el modelo también mostró una alta precisión para discriminar entre clara y no clara (90.24%). Sin embargo se obtuvo un 17.07% de clasificación errónea tanto para parcelas de clara débil como para las fuertemente aclaradas. Según Thomlinson et al. (1999), para que una clasificación como la realizada se pueda considerar aceptable, se deben de cumplir dos condiciones: i) el porcentaje de precisión global debe ser igual o superior al 85% y, ii) ninguna categoría debe tener porcentajes de éxito por debajo del 70%. Por lo tanto, según este criterio, el modelo de clasificación obtenido es ligeramente deficiente con respecto a la primera condición aunque aceptable para el objetivo de este estudio.

**Tabla 4.6. Matriz de confusión asociada al modelo RF (*Random Forest*) ajustado para las diferentes especies y tratamientos**

		Observado						Precisión del usuario
		<i>P. pinaster</i>			<i>P. radiata</i>			
		C	LT	HT	C	LT	HT	
Predicho	<i>P. pinaster</i> C	19	4	3	0	1	0	70.30%
	LT	2	18	1	1	0	0	81.8%
	HT	1	0	18	0	2	0	85.7%
	<i>P. radiata</i> C	0	0	0	16	0	0	100%
	LT	0	0	0	1	16	3	80.00%
	HT	0	0	0	1	0	16	94.12%
Precisión del productor		86.36%	81.82%	81.82%	84.21%	84.21%	84.21%	83.74%

C = control, LT= clara débil, HT = clara fuerte

Los resultados del modelo de clasificación son comparables a los obtenidos por otros autores. Por ejemplo, Immitzer et al. (2016) evaluaron el empleo de las imágenes S-2A para clasificar las especies arbóreas forestales en Europa Central utilizando también el método de RF, obteniendo una precisión global del 65%, con un 93% de clasificación correcta entre las categorías de coníferas y caducifolias y precisiones específicas que van desde el 14.3% para las especies de *Pinus* hasta el 85.7% para las especies de *Picea*. Waser et al. (2014), en un estudio similar en áreas ocupadas por bosques mixtos en Alemania y utilizando el satélite WorldView-2, obtuvieron una precisión general del 83%, con precisiones específicas para cada especie que oscilaron entre el 69% para *Fagus sylvatica* y el 95% para especies del género *Populus*. No obstante, las precisiones que se pueden alcanzar dependen tanto de la resolución del sensor empleado como de aspectos propios de las especies a diferenciar o como se distribuyen espacialmente por lo que no es fácil realizar una comparación directa entre los resultados de los directos estudios.

#### 4.2.3 Modelos de estimación de características del combustible de superficie y del dosel arbóreo

Se ajustaron modelos no paramétricos de estimación de *CBH*, *FSG*, *CBD* y *SFL*, incluyendo la especie y el tratamiento estimado en cada parcela con el modelo de clasificación previamente ajustado, como variables predictoras, aplicando dos metodologías diferentes: RF y MARS (*Multivariate Adaptive Regression Splines*). Los estadísticos de bondad del ajuste



fueron aceptables para los modelos de estimación de las variables del dosel: *FSG*, *CBH* y *CBD*, con valores de pseudo  $R^2$  superiores al 30% para ambas aproximaciones (Tabla 4.7). Sin embargo, para los modelos de estimación de *SFL* se obtuvieron valores de pseudo  $R^2$  muy bajos, del 2% para MARS y del 12% para RF. Los modelos de estimación de las dos variables relacionadas con las alturas (*CBH* y *FSG*) mostraron mejores resultados que los de las dos variables relacionadas con las cargas de combustible (*SFL* y *CBD*), explicando el 48% (*CBH*) y el 38% (*FSG*) de la variabilidad observada en el caso de RF. Mientras apenas superó el 30% en el caso de *CBD*. En la comparativa entre metodologías, los mejores estadísticos de bondad del ajuste para el conjunto completo de variables de combustible modelizadas se obtuvieron con la técnica de RF.

**Tabla 4.7.** Estadísticos de bondad del ajuste obtenidos para cada variable del combustible del dosel y de superficie modelizada y método (RF = *Random Forest* y MARS = *Multivariate Adaptive Regression Splines*)

Variable de combustible	RF		MARS	
	rRMSE (%)	Pseudo $R^2$	rRMSE (%)	Pseudo $R^2$
<i>SFL</i> (Mg ha <sup>-1</sup> )	34.79	0.1233	43.21	0.0180
<i>FSG</i> (m)	24.05	0.3755	27.08	0.3285
<i>CBH</i> (m)	20.23	0.4771	26.69	0.3104
<i>CBD</i> (kg m <sup>-3</sup> )	32.76	0.3125	33.97	0.2972

*SFL* = carga total de combustible de superficie, *FSG* = distancia vertical entre los estratos del combustible de superficie y del dosel, *CBH* = altura de la base del dosel, *CBD* = densidad aparente del dosel

La inclusión en los modelos de la especie de pino y de la intensidad de clara, previamente estimadas (Apartado 4.2.2), mejoró significativamente la precisión de las estimaciones de *CBD* en ambos métodos. Para RF, la inclusión de estos factores disminuyó el valor de rRMSE de 35.11% a 32.76%, y aumentó el valor de pseudo  $R^2$  de 0.18 a 0.31, mientras que para MARS, rRMSE disminuyó de 37.94% a 33.97%, y aumentó el pseudo  $R^2$  de 0.15 a 0.30 (Tabla 4.7). En el caso de *SFL*, la inclusión de la especie e intensidad del tratamiento previamente estimadas también mejoró la exactitud de las estimaciones del modelo aunque no lo suficiente como para justificar el uso del modelo desde un punto de vista práctico.

La exactitud de las estimaciones obtenidas con los modelos RF está dentro del rango de los valores aportados en estudios similares con otros sensores remotos. Por ejemplo, Palaiologou et al. (2013) ajustaron modelos aditivos generalizados para estimar *CBD* y *CBH* en un bosque costero de Grecia a partir de Landsat 5 TM, junto con características topográficas y climáticas, que explicaron el 33% y el 51% de la variabilidad observada para *CBD* y *CBH*, respectivamente. Pierce et al. (2012) ajustaron modelos RF de estimación de *CBH* y *CBD*, también a partir de datos de Landsat 5 TM y características topográficas en bosques de coníferas del norte de California, explicando el 8% y el 63% de la variabilidad observada para *CBH* y *CBD*, respectivamente. Bright et al. (2017), en un estudio de un bosque montano de coníferas en Colorado, obtuvieron valores del 28% y el 46% de variabilidad explicada para *CBH* y *CBD*, respectivamente, con modelos de RF y métricas derivadas de LiDAR. Falkowski et al. (2005) explicaron el 47% de la variabilidad observada para *CBD* con modelos lineales, utilizando imágenes ASTER, en un bosque mixto templado de coníferas en Idaho. Por último, los modelos basados en la técnica *Support Vector Machine* propuestos por García et al. (2017b) y basados en imágenes Landsat en un área quemada en las montañas de Sierra Nevada (California), explicaron el 64% de la variabilidad observada en *CBD*.

La exactitud más baja, tal y como se indicó anteriormente, se obtuvo para la única variable de combustible de superficie analizada (*SFL*). Este resultado era de esperar, debido a la

incapacidad de los sensores ópticos para penetrar el dosel arboreo (Miller et al., 2003), limitando su uso para estimar las características del sotobosque (Keane et al., 2000). Otros autores aportaron estadísticos de bondad del ajuste similares en modelos de estimación de cargas de hojarasca y combustibles muertos de diferentes tiempos de retardo: por ejemplo, Jin y Chen (2012) en un estudio en bosques mixtos boreales del NE de China ajustaron modelos lineales con porcentajes de variabilidad explicada que oscilaron entre el 6% y el 17% utilizando datos de Landsat TM, y entre el 3% y el 45% utilizando datos de QuickBird de alta resolución espacial; Bright et al. (2017) obtuvieron porcentajes de variabilidad explicada entre el 16% y el 30% utilizando RF y métricas LiDAR en el bosque montano de coníferas de Colorado anteriormente mencionado; estos valores aumentaron entre un 2% y un 8% cuando se añadieron al modelo variables de series temporales de Landsat.

Las cargas de combustible del dosel y de la superficie están estrechamente asociadas con características del rodal como el área basimétrica, la altura media, la fracción de cabida cubierta o la edad (Jin y Chen, 2012; Scott et al., 2002; Skowronski et al., 2007); por lo tanto, la consideración de estas variables como posibles predictores podría mejorar la exactitud de las estimaciones aunque, por otro lado, su estimación a partir de datos de teledetección también introduciría errores adicionales.

En las Figura 4.9 y 4.10 se muestra la importancia relativa de cada una de las variables utilizadas en la modelización de *CBH*, *FSG*, *CBD* y *SFL* para las metodologías RF y MARS, respectivamente. Se observa que el conjunto de métricas S-2A más influyentes para la estimación de las dos variables relacionadas con las cargas de combustible (*SFL* y *CBD*) es diferente al conjunto de métricas relevantes para las dos variables relacionadas con las alturas (*FSG* y *CBH*). Para las primeras, las variables de mayor importancia relativa fueron las métricas relacionadas con el *EVI* (*Enhanced Vegetation Index*), el *RENDVI* (*Red-Edge Normalized Difference Vegetation Index*) y las dos bandas en la región del visible (*B2*, *B3*), además de la especie estimada y especialmente el tratamiento de clara, también estimado. Estas dos últimas bandas fueron también relevantes en la caracterización de combustibles en otros estudios. Por ejemplo, Castillo et al. (2017) en un trabajo realizado en manglares de Filipinas y a partir de datos S-2A, encontraron fuertes correlaciones entre la biomasa aérea y las reflectancias de las longitudes de onda azul y verde, con coeficientes de correlación negativos de 0.57 y 0.54, respectivamente; Falkowski et al. (2005), en un bosque mixto de coníferas de zonas templadas y utilizando imágenes ASTER, obtuvieron un valor del coeficiente de correlación de -0.69 entre la reflectancia verde y *CBD*. En cuanto a las variables relacionadas con la estructura vertical del rodal (*FSG* y *CBH*), las métricas más influyentes se obtuvieron del *EVI* y de las dos bandas en la gama espectral de infrarrojos de onda corta (*B11*, *B12*).

Hay que resaltar que ninguna de las tres bandas en el borde rojo (*red-edge*), que aportan al sensor S-2A MSI una mayor utilidad para el seguimiento de la vegetación que los anteriores sensores, tuviera un gran valor de importancia relativa en la estimación de las variables de los combustibles de superficie y del dosel. Sin embargo, el índice espectral *RENDVI*, calculado a partir de esas bandas, mostró una alta importancia relativa para todas las características del combustible, resaltando la importancia del contenido en pigmento de la hoja en las estimaciones.

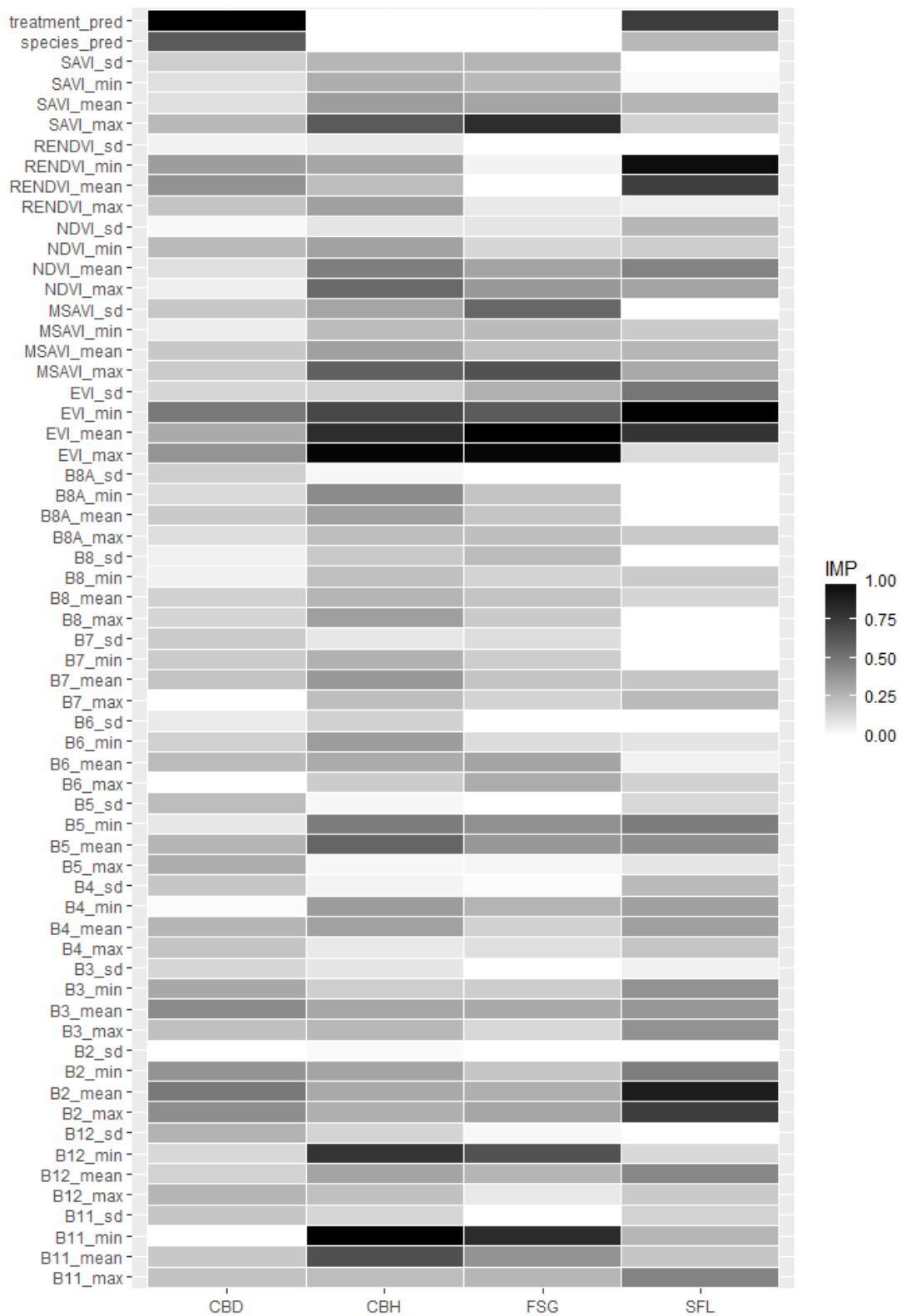


Figura 4.9. Importancia relativa de cada una de las variables y métricas S-2A utilizadas para modelizar *CBD*, *CBH*, *FSG*, *SFL* según la metodología RF (*Random Forest*). *CBD* = densidad aparente del dosel, *CBH* = altura de la base del dosel, *FSG* = distancia vertical entre los estratos del combustible de superficie y del dosel y *SFL* = carga total del combustible de superficie



Figura 4.10. Importancia relativa de cada una de las variables y métricas S-2A utilizadas para modelizar *CBD*, *CBH*, *FSG*, *SFL* según la metodología MARS (*Multivariate Adaptive Regression Splines*). *CBD* = densidad aparente del dosel, *CBH* = altura de la base del dosel, *FSG* = distancia vertical entre los estratos del combustible de superficie y del dosel y *SFL* = carga total del combustible de superficie

#### 4.2.4 Evaluación de los modelos ajustados mediante la estimación de la actividad potencial de fuego de copas

El funcionamiento de los modelos ajustados mediante las metodologías RF y MARS se evaluó a través del uso de los valores de *CBH*, *FSG*, *CBD* y *SFL*, tanto observados como predichos, para estimar el potencial de fuego de copas en cada una de las parcelas control (C) y clara fuerte (HT) y bajo las tres condiciones de quema indicadas en el Apartado de Material y Métodos.

En la Tabla 4.8 se muestra el porcentaje de cada tipo de fuego (superficie, copas pasivo o copas activo) obtenido con las variables de combustible observadas para cada especie, tratamiento y condición de quema. En el escenario de condiciones de quema baja todas las simulaciones dieron como resultado incendios de superficie para ambas especies, independientemente del tratamiento. En el escenario de quema moderado se obtuvo la mayor variabilidad en el tipo de fuego entre tratamientos, reduciéndose notablemente el porcentaje de fuegos de copas activos en el tratamiento de clara fuerte en comparación con el control para las dos especies. También se observó una mayor frecuencia de fuegos de copa activos en las parcelas de *P. pinaster* que en las de *P. radiata*, probablemente debido a los valores más altos de *FSG* y más bajos de *CBD* en esta última especie (ver Tabla 3.5). En el escenario de condiciones de quema extremas todas las simulaciones dieron como resultado incendios de copa; de ellos todos fueron activos para *P. pinaster* independientemente del tratamiento, pero se observaron diferencias entre tratamientos en *P. radiata*, con un 73.7% de fuegos activos para la clara fuerte frente al 100% del control.

Tabla 4.8. Porcentajes de cada tipo de fuego (superficie, pasivo y activo) clasificados por especie, tratamiento y condiciones de quema obtenidos a partir de las variables del combustible observadas

Especie y tratamiento		Condiciones de quema								
		Baja			Moderada			Extrema		
		Activo	Pasivo	Superficie	Activo	Pasivo	Superficie	Activo	Pasivo	Superficie
<i>P. pinaster</i>	C	0	0	100	77.3	9.1	13.6	100	0	0
	HT	0	0	100	18.2	59.1	22.7	100	0	0
<i>P. radiata</i>	C	0	0	100	15.8	42.1	42.1	100	0	0
	HT	0	0	100	0	68.4	31.6	73.7	26.3	0

C = control, HT = clara fuerte

En las Tablas 4.9 y 4.10 se muestran la matrices de confusión obtenidas para cada aproximación de modelización, al comparar el tipo de fuego simulado con los valores observados y el tipo de fuego simulado con los valores estimados de las variables de los combustibles. En el artículo 3 (Tablas 8 y 9 del Anexo C) se incluyen dos versiones diferentes de matrices de confusión: una versión completa que discrimina los resultados entre las especies y los tratamientos de clara y una versión resumida que considera sólo las tres categorías de incendio. Esta versión resumida es la que se muestra en las Tablas 4.9 y 4.10.

La precisión global de las estimaciones del tipo de incendio fue muy similar para los dos métodos de modelización: 84.1% para MARS y 84.6% para RF, con estadísticos Kappa de 0.7476 y 0.7567, respectivamente. Los mejores resultados, para ambos enfoques, se obtuvieron para los fuegos de copa activos, con porcentajes de clasificación errónea inferiores al 7% para RF y al 9% para MARS. Los porcentajes de clasificación errónea más altos se dieron para los incendios de copa pasivos, con valores inferiores al 37% y 25% para MARS y RF, respectivamente. Teniendo en cuenta que desde el punto de vista de la gestión del riesgo de



incendios, los errores de clasificación más graves se localizan en el triángulo bajo la diagonal de la matriz de confusión, la clasificación obtenida con RF fue la más adecuada. Con esta técnica se obtuvo un 93.1%, 75.6% y 79.8% de clasificaciones correctas para los incendios de copa activos, pasivos y para los incendios de superficie, respectivamente. Estos porcentajes de acierto son similares a los obtenidos por Fernández-Alonso et al. (2013) también para especies de pino en el mismo área de estudio y utilizando prácticamente los mismos modelos de comportamiento del fuego. Estos autores obtuvieron una precisión global del 86.6%, con precisiones parciales del 87.1%, 88.8% y 83.1% para los incendios de copa activos, pasivos y de superficie, respectivamente. Sin embargo, es importante señalar que el sistema de ecuaciones ajustado por estos autores para estimar los valores de las características del combustible (*CBH* y *CBD*, con 69.4% y 74.2% de la variabilidad observada explicada) se basó en el empleo como predictores de variables de rodal (*N*, *G* y *H*) obtenidas a partir de mediciones de campo. Nuestros resultados también concuerdan con los de Jiménez et al. (2016) quienes encontraron una reducción significativa de la susceptibilidad potencial al fuego de copas en rodales de *P. pinaster* clareados en el norte de la Península Ibérica, incluso cinco años después del tratamiento.

**Tabla 4.9. Matriz de confusión para la comparación entre las categorías de fuego (superficie, pasivo, activo) obtenidas con los valores observados de las variables del combustible y con los valores estimados con MARS para dichas variables.** Se incluyen todas las simulaciones correspondientes a las dos especies, los dos tratamientos y los tres escenarios de quema

		Observado			Precisión del usuario
		Activo	Pasivo	Superficie	
Predicciones MARS	Activo	91	9	4	87.5%
	Pasivo	8	26	10	59.1%
	Superficie	2	6	90	91.8%
<b>Precisión del productor</b>		<b>90.1%</b>	<b>63.4%</b>	<b>86.5%</b>	<b>84.1%</b>

**Tabla 4.10. Matriz de confusión para la comparación entre las categorías de fuego (superficie, pasivo, activo) obtenidas con los valores observados de las variables del combustible y con los valores estimados con RF para dichas variables.** Se incluyen todas las simulaciones correspondientes a las dos especies, los dos tratamientos y los tres escenarios de quema

		Observado			Precisión del usuario
		Activo	Pasivo	Superficie	
Predicciones RF	Activo	94	10	9	83.2%
	Pasivo	7	31	12	62.0%
	Superficie	0	0	83	100%
<b>Precisión del productor</b>		<b>93.1%</b>	<b>75.6%</b>	<b>79.8%</b>	<b>84.6%</b>

Aunque las estimaciones de *SFL* resultaron mucho menos fiables que las de las variables del dosel, hasta el punto de desaconsejar el uso de esta ecuación para la estimación de esta variable, esto no parece afectar seriamente a la capacidad de predecir el tipo de fuego de forma razonable. Una posible razón sería el bajo peso relativo de la variable *SFL* en la ecuación logística empleada para estimar la probabilidad de iniciación del fuego de copas.

Por último, hay que señalar que el uso de metodologías como RF pueden provocar un sobreajuste de los modelos, sobre todo en el caso de muestras de tamaño reducido, y el proceso seguido para la modelización en este estudio se basa en una clasificación inicial de la especie y tratamiento usando RF, cuyas estimaciones se utilizaron posteriormente como predictores en los modelos obtenidos con RF y MARS. Por tanto, es necesario realizar nuevos estudios que incluyan más parcelas de muestreo y otra información auxiliar (por ejemplo, características

biogeográficas o el historial de perturbaciones en el lugar) para mejorar este tipo de modelos. No obstante, los resultados obtenidos en este estudio ponen de relieve que la caracterización del combustible forestal utilizando datos S-2A es una alternativa viable al inventario de campo para elaborar mapas del potencial de fuego de copas a media o gran escala.

### 4.3 ARTÍCULO 4

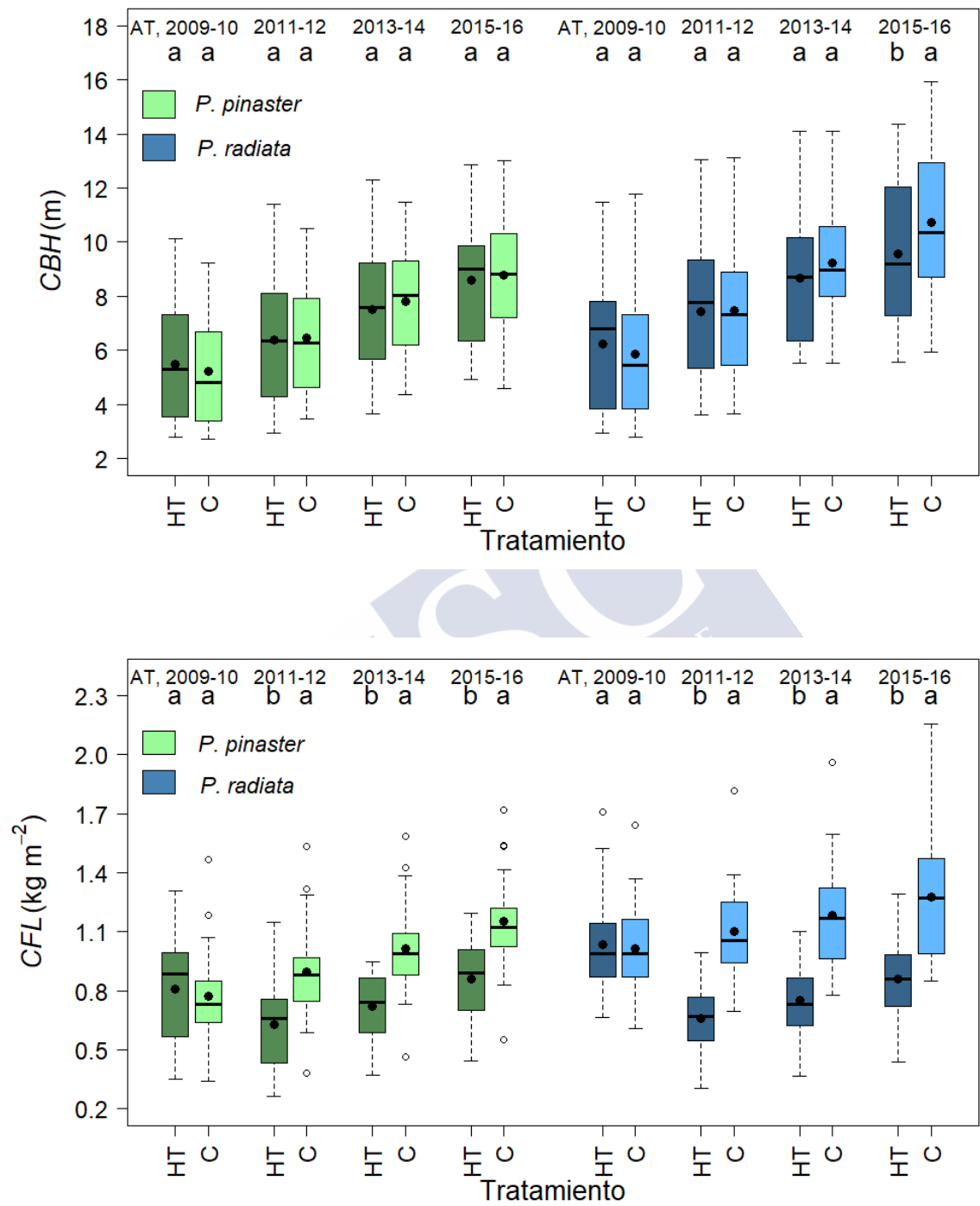
**Artículo 4:** Efectos a medio plazo del tratamiento de clara sobre el complejo de combustible, el comportamiento y severidad potenciales del fuego y la protección del suelo contra la erosión post-incendio en plantaciones de pino de crecimiento rápido (*Forest Ecology and Management*).

#### 4.3.1 Efecto temporal de las claras sobre los combustibles del dosel

En la Figura 4.11 se muestra el diagrama de cajas de las variables del combustible del dosel de copas analizadas en este estudio: *CBH*, *CFL*, *CBD*. Se añaden los resultados del test F de comparación de medias según la aproximación de Kenward-Roger para evaluar la influencia de la clara fuerte sobre dichas variables por especie de pino e inventario durante el periodo 2009-2016.

Los valores medios de *CBH*, *CFL* y *CBD* no difirieron significativamente entre la clara fuerte y el control de las parcelas de *P. pinaster* y *P. radiata* antes de llevarse a cabo dicho tratamiento. En *P. pinaster*, el valor medio de *CBH* no varió entre tratamientos a lo largo de los seis años tras la clara. Sin embargo, la clara fuerte en *P. radiata* condujo a valores medios de *CBH* significativamente más bajos seis años después del tratamiento. La falta de reacción de *CBH* a la clara en *P. pinaster* en el presente estudio es coherente con las observaciones de Gómez-Vázquez et al. (2012), Fernández-Alonso et al. (2013) y Ruiz-González et al. (2015) en la misma zona, y probablemente este hecho se vio reforzado por la marcada poda natural de esta especie, incluso con bajos niveles de densidad (Fernandes y Rigolot, 2007). En cuanto al valor medio inferior de *CBH* en la clara fuerte de *P. radiata* respecto al control seis años después del tratamiento pudo ser debido a un aumento de la elongación de las ramas inferiores asociada a una mayor disponibilidad de luz (Mead, 2013).

El tratamiento de clara fuerte condujo a una reducción significativa en el valor medio de *CFL* y *CBD* para ambas especies en la primera medición posterior a la clara (2011-2012). Además, estas diferencias se mantuvieron a lo largo del período de seis años considerado, y el patrón fue similar en ambas especies. Los valores medios de *CBD* en las parcelas de clara fuerte al final del período de estudio (2015-2016) fueron similares a los obtenidos antes de la clara en el caso de *P. pinaster*, pero no en el caso de *P. radiata*. El valor medio de *CBD* para *P. radiata* clareado se mantuvo por debajo del umbral de  $0.10 \text{ kg m}^{-3}$  (Figura 4.11, inferior: línea de puntos rojos), recomendado para una fuerte reducción del riesgo de fuego de copa (e.g. Graham et al., 1999; Scott y Reinhardt, 2001; Cruz et al., 2005). Por otra parte, el menor valor medio de *CBD* y *CFL* en las parcelas de *P. pinaster* aclaradas seis años después del tratamiento está de acuerdo con lo encontrado por Jiménez et al. (2016). Sin embargo, este hecho no concuerda con Soler et al. (2017), que no observaron ningún cambio en *CBD* siete años después de la clara. No obstante, las diferentes características del rodal y condiciones medioambientales, así como el tipo de clara realizado (clara sistemática, basado en la posición de los árboles) en este último estudio impiden las comparaciones directas.



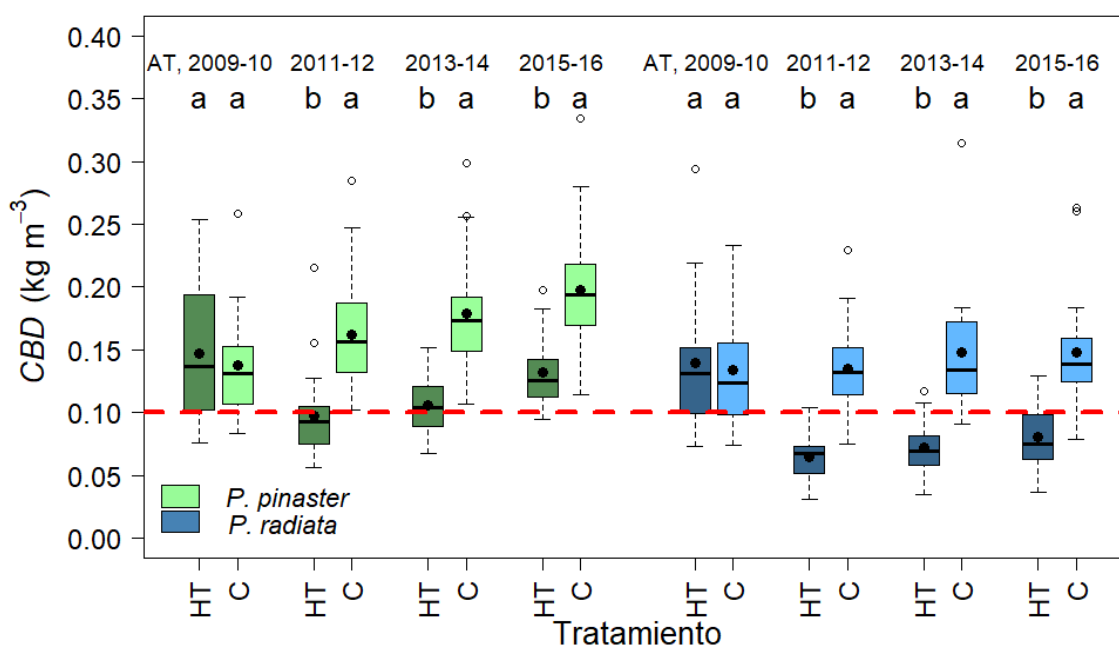


Figura 4.11. Diagrama de cajas de *CBH* (superior), *CFL* (medio), *CBD* (inferior) para cada especie (*P. pinaster* y *P. radiata*), inventario y tratamiento de clara. *CBH* = altura de la base del dosel, *CFL* = carga del combustible disponible del dosel, *CBD* = densidad aparente del dosel, C = control, HT = clara fuerte. AT = Antes del tratamiento. Letras diferentes indican diferencias significativas entre los valores medios ( $\alpha = 5\%$ ). Puntos negros representan los valores medios

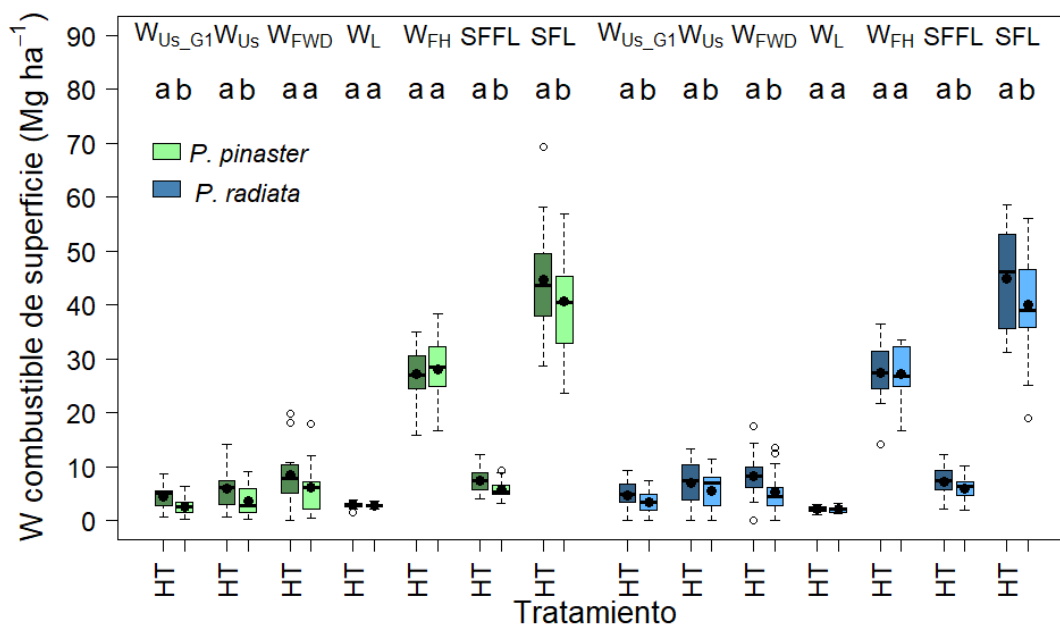
#### 4.3.2 Efecto a medio plazo de la clara fuerte sobre los combustibles de superficie

En la Figura 4.12 se presenta el diagrama de cajas de las cargas de combustible de superficie desglosadas en diferentes fracciones, seis años después de la clara. También se incluye el test F de comparación de medias según la aproximación de Kenward-Roger en el que se analiza la influencia de la clara fuerte sobre dichas cargas para las dos especies de pino.

Los valores medios de carga total de combustible de superficie (*SFL*), carga total de combustible fino de superficie (*SFFL*), carga total de vegetación del sotobosque (*W<sub>Us</sub>*) y carga fina de la vegetación del sotobosque (*W<sub>Us\_GI</sub>*) resultaron significativamente más altos en las parcelas de clara fuerte que en las control para ambas especies (Figura 4.12). Este resultado sugiere un efecto remanente de la previsible expansión del matorral en los primeros años tras la reducción de la cobertura del dosel (*CC*) en las parcelas de clara, tal y como observó Castedo-Dorado et al. (2012) en un estudio en masas de *P. pinaster* en la misma zona. La bibliografía existente sobre los efectos de clara en la vegetación del sotobosque en diferentes ecosistemas de coníferas muestra que la respuesta más frecuente es un aumento de esta biomasa (por ejemplo, Son et al., 2004; Zhou et al., 2016), incluidas las masas arboladas de clima mediterráneo (Navarro et al., 2010). La respuesta observada en el presente estudio para *P. pinaster* y, en menor medida, para *P. radiata*, respalda esos resultados.

Por otro lado, la clara fuerte no dio lugar a una diferencia significativa en las cargas de hojarasca (*W<sub>L</sub>*) y mantillo (*W<sub>FH</sub>*) para ninguna de las dos especies, seis años después de la clara. Los valores medios de la carga de restos leñosos presentaron diferencias significativas entre la clara fuerte y el control para las dos clases de tamaño superiores (100h y 1000h) en ambas especies, con aumentos relativos para los valores medios de la suma de las cargas de ambas

fracciones de tamaño del 69 y 89 %, para *P. pinaster* y *P. radiata*, respectivamente (Figura 4.12, inferior). La ausencia de diferencias significativas entre las cargas de mantillo observadas ( $W_{FH}$ ) en las parcelas control y las de clara sugiere que la tasa de descomposición no se alteró sustancialmente por el tratamiento y que las condiciones microclimáticas en las parcelas de clara probablemente no empeoraron mucho en relación a las masas sin tratar. Esto indicaría un riesgo similar de combustión lenta de ese estrato de combustible seis años después de la clara en ambos tratamientos y para ambas especies, ya que se pueden atribuir contenidos de humedad del mantillo similares debido a la CC también similar entre tratamientos. En principio eso sugeriría un potencial de severidad del fuego en el suelo análogo. Sin embargo, la mayor carga de combustible de 100h y 1000h en las parcelas tratadas, a los seis años post-tratamiento, podría desequilibrar la balanza hacia las parcelas con clara, dada la observada influencia de los restos en la consunción del mantillo (Norum, 1974; Brown et al., 1985), particularmente cuando están en contacto directo con ese estrato de combustible. No obstante, este aumento de los restos leñosos pesados fue reducido en términos absolutos, limitando por tanto ese riesgo de impacto del fuego en el suelo.





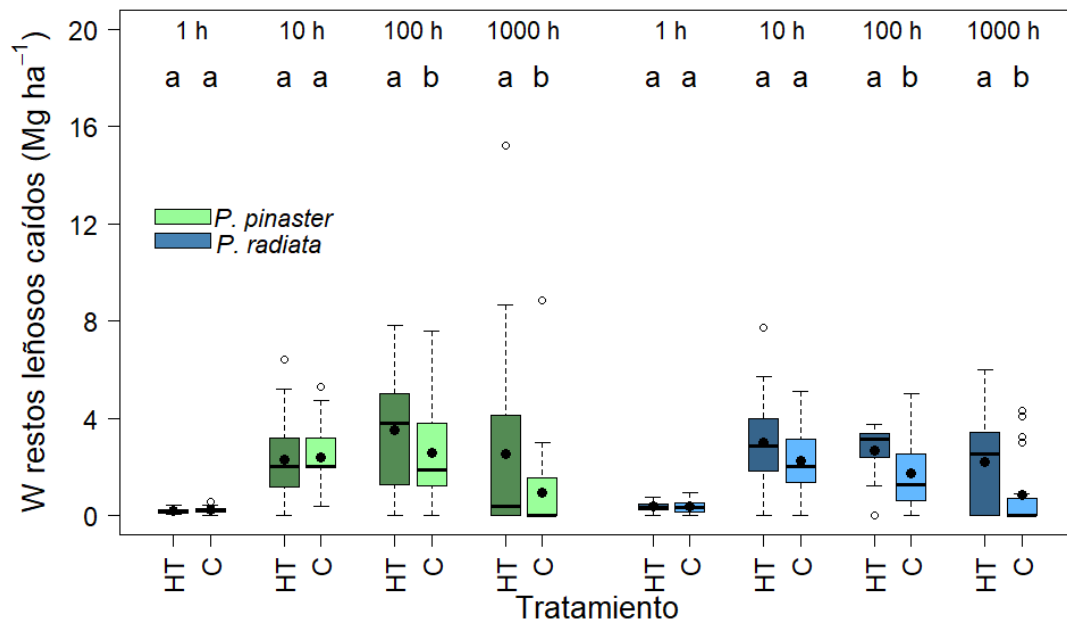


Figura 4.12. Diagrama de cajas de las cargas de combustible de superficie desagregadas por fracciones (superior) y de los restos leñosos por categorías de tamaño (inferior) seis años después de la clara para cada especie y tratamiento. Letras diferentes indican diferencias significativas entre los valores medios ( $\alpha = 5\%$ ). Puntos negros representan los valores medios. C = control, HT = clara fuerte,  $W_{Us\_G1}$  = carga fina de la vegetación del sotobosque;  $W_{Us}$  = carga total de la vegetación del sotobosque,  $W_{FWD}$  = carga total de restos leñosos,  $W_L$  = carga de hojarasca (capa L),  $W_{FH}$  = carga de mantillo (capas F y H),  $SFFL$  = carga total de combustible fino de superficie,  $SFL$  = carga total de combustible de superficie y  $W_{FWD\_1h}$ ,  $W_{FWD\_10h}$ ,  $W_{FWD\_100h}$ ,  $W_{CWD\_1000h}$  = cargas de restos leñosos de 1 a 1000 h de retardo

#### 4.3.3 Efecto a medio plazo de la clara fuerte en el comportamiento potencial del fuego

##### *Efecto de la clara en la velocidad de propagación*

En la Figura 4.13 se muestra la variación de la velocidad de propagación del fuego estimada en función de la velocidad del viento en el exterior a 10 m ( $U_{10}$ ), para las cuatro parcelas representativas definidas: *P. pinaster*-control, *P. pinaster*-clara fuerte, *P. radiata*-control y *P. radiata*-clara fuerte. Tal y como se indicó en el Apartado de Material y Métodos, las simulaciones abarcaron un rango de  $U_{10}$  entre 1 y 28  $\text{km h}^{-1}$  mientras que la humedad del combustible fino muerto de la superficie ( $M_s$ ) se fijó en el 9%.

La velocidad de propagación estimada para el fuego de superficie ( $r$ ) presentó prácticamente la misma respuesta al incremento en  $U_{10}$  en las parcelas representativas de clara fuerte y control, para valores de dicha variable inferiores a 10  $\text{km h}^{-1}$  en *P. pinaster* e inferiores a 14  $\text{km h}^{-1}$  en *P. radiata*. Este resultado se vio condicionado, sin duda, al hecho de que las variables independientes que entran en la ecuación de estimación de  $r$ , tales como el factor de ajuste del viento ( $WAF$ ) y la pendiente del terreno ( $s$ ), no mostraron diferencias entre tratamientos para ninguna de las dos especies. En las parcelas control de ambas especies de pino, y para valores de  $U_{10}$  superiores a los límites de ocurrencia de fuego de superficie ( $SF$ ), la velocidad de propagación del fuego aumentó notablemente, alcanzando directamente el umbral de  $U_{10}$  para iniciar un fuego de copas activo ( $U_{10\_ACF}$ ), sin el paso por una fase intermedia de fuego de copas pasivo ( $PCF$ ). Como contraste, en la parcela representativa de la clara fuerte de las dos especies, la transición del  $SF$  a fuego de copas fue más gradual, con una fase intermedia de  $PCF$ .

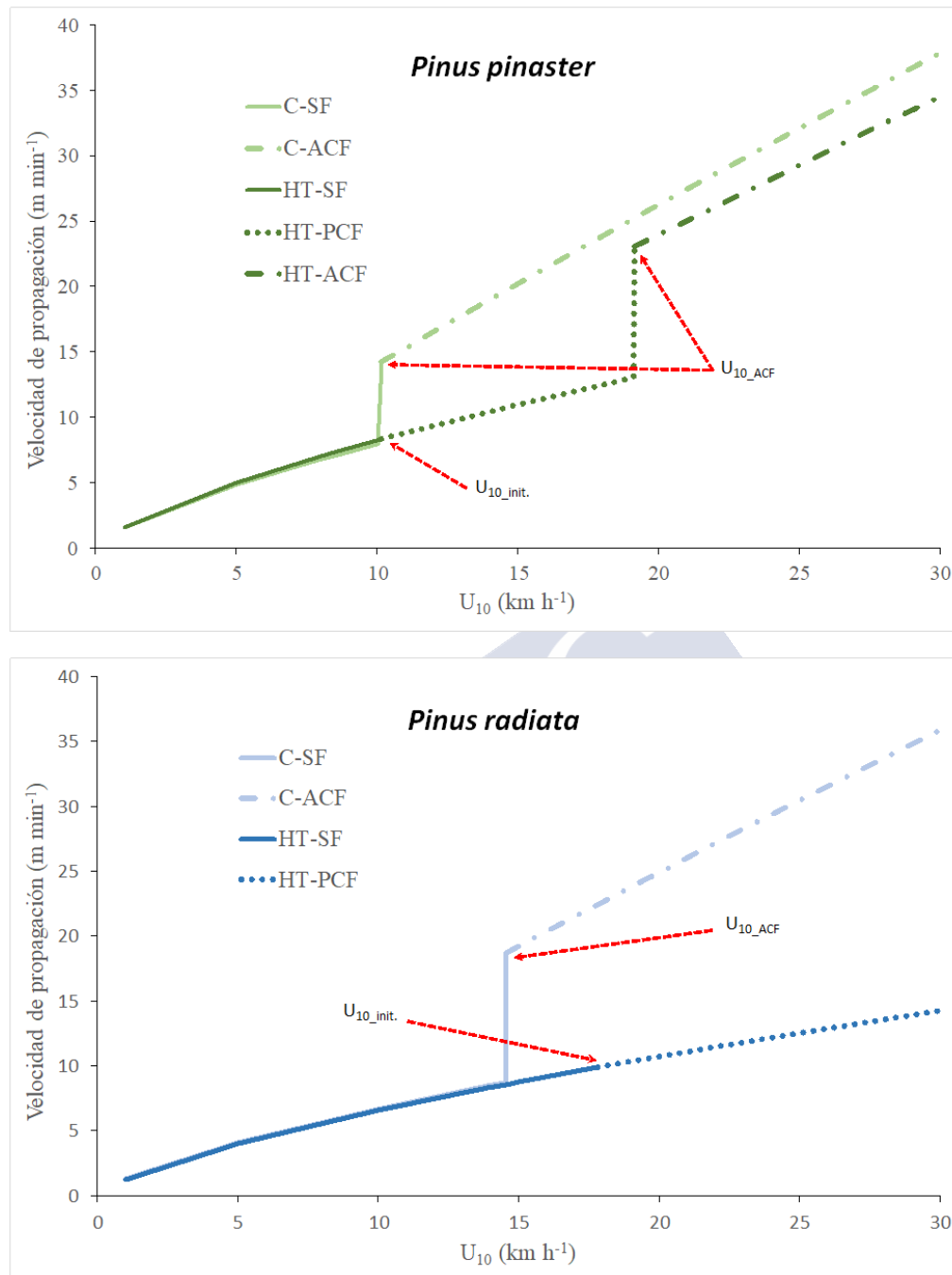


Figura 4.13. Velocidad de propagación del fuego estimada en función de la velocidad del viento exterior a 10 m ( $U_{10}$ , km h<sup>-1</sup>) en las parcelas representativas de cada tratamiento para *P. pinaster* (superior) y *P. radiata* (inferior) seis años después de clara. Se usó un valor fijo de humedad del combustible fino seco de la superficie ( $M_s$ ) del 9%.  $U_{10\_init}$  =  $U_{10}$  umbral para iniciar un fuego de copas,  $U_{10\_ACF}$  =  $U_{10}$  umbral para iniciar un fuego de copas activo. C = control, HT = clara fuerte, SF = fuego de superficie, PCF y ACF = fuego de copas pasivo y activo, respectivamente

El fuego de copas activo (ACF) comenzó a una velocidad del viento ( $U_{10\_ACF}$ ) marcadamente menor en la parcela representativa control que en su homóloga de clara para ambas especies. La  $U_{10\_ACF}$  en la clara de *P. radiata* (36.4 km h<sup>-1</sup>) fue incluso superior al percentil extremo utilizado como límite superior de velocidad del viento en este estudio (27.7 km h<sup>-1</sup>). En términos relativos, el aumento de la velocidad de viento necesaria para desarrollar

un fuego de copas activo,  $U_{10\_ACF}$ , tras la clara fue notablemente más alta que en la masa no tratada: del 88% para *P. pinaster* y del 151% para el *P. radiata*, expresados ambos porcentajes respecto a los valores de  $U_{10\_ACF}$  de sus respectivas parcelas control. Una vez iniciado el ACF, su velocidad de propagación estimada ( $R_c$ ) fue siempre mayor en la parcela control que en la parcela de clara, especialmente para *P. radiata*. El elevado valor de  $U_{10\_ACF}$  en la parcela representativa de clara fuerte de ambos pinos parece consecuencia de la notable reducción de *CBD*, que afecta al equilibrio entre la velocidad de propagación crítica del fuego de copas activo ( $R_0$ ) definida por Van Wagner (1977) y la velocidad del fuego  $R_c$ . Esto fue aún más pronunciado en el caso de *P. radiata*, en coherencia con la mayor reducción de *CDB* en esta especie a los seis años del tratamiento. A su vez, la disminución de *CBD* implicó una menor  $R_c$  en la parcela de clara respecto al control para ambas especies, a tenor de la ecuación de Cruz et al. (2005). Esta respuesta concuerda con los resultados obtenidos por Fulé et al. (2012) en una revisión de los efectos de la clara en bosques con dominancia de pinos en el oeste de EE. UU., aunque este trabajo se centra en los efectos de clara a corto plazo.

#### *Efecto de la clara en la intensidad lineal*

La intensidad lineal del fuego ( $I_B$ ) en las parcelas representativas de clara fuerte y control de cada especie de pino se estimó para los percentiles extremos de  $M_s$  (9%) y  $U_{10}$  (27.7 km h<sup>-1</sup>) en el área de estudio.

En el caso de *P. pinaster*, la  $I_B$  se redujo de 31.302 kW m<sup>-1</sup> en la parcela control, a 27.705 kW m<sup>-1</sup> en la parcela de clara. Esas diferencias fueron más pronunciadas en el caso del *P. radiata*, con valores de 31.960 kW m<sup>-1</sup> y 11.333 kW m<sup>-1</sup>, respectivamente para el control y la clara. Esta respuesta está en consonancia con lo indicado por Cruz et al. (2017) en un estudio de los efectos de los tratamientos selvícolas sobre el comportamiento del fuego potencial en plantaciones de *P. radiata* en el sur de Australia; aunque las menores diferencias entre los tratamientos de nuestro estudio pudieron ser debidas a la mayor presencia de restos leñosos de clara dejados en el suelo, retirados tras esa intervención en el estudio citado.

#### *Porcentaje de cada tipo de incendio según las clases de intensidad lineal*

En la Tabla 4.11 se muestra la distribución del número de simulaciones realizadas por tipo de fuego resultante (*SF*, *PCF*, *ACF*) seis años después del tratamiento. El número de incendios de cada categoría de fuego se presenta en valor absoluto y en porcentaje para cada especie y tratamiento y además distribuido según rangos de intensidad lineal (grupo A:  $I_B < 500$  kW m<sup>-1</sup> a grupo D:  $I_B > 4.000$  kW m<sup>-1</sup>). Las simulaciones en este caso se realizaron sobre la totalidad de las parcelas y para una amplia gama de combinaciones de  $U_{10}$  y  $M_s$ ,

Según esta forma de analizar el efecto de los tratamientos sobre el comportamiento del fuego potencial, mucho más amplia que los anteriores enfoques limitados a simulaciones en parcelas representativas y para el percentil extremo de  $M_s$ , los efectos a medio plazo de la clara no serían tan favorables. En la Tabla 4.11 se observa que el número de posibles incendios en el grupo de mayor intensidad del fuego (grupo D:  $I_B > 4.000$  kW m<sup>-1</sup>) es superior en las parcelas de clara que en las parcelas control, especialmente para *P. pinaster*. Esta respuesta estaría causada por un ligero aumento de la altura media del combustible de superficie ( $\overline{h_{US+L}}$ ) y de la carga de combustible disponible en dicho estrato ( $W_a$ ), en las parcelas de clara, factores respectivamente influyentes en los modelos de velocidad de propagación del fuego y en la

intensidad lineal del mismo. Sin embargo, desde el punto de vista del posible impacto ambiental del fuego, es de destacar que el efecto de la clara en la reducción de la ocurrencia de *ACF* fue muy importante, con un 62.5% y un 90% de reducción en las parcelas de *P. pinaster* y *P. radiata*, respectivamente. Dado el potencial altamente destructivo del *ACF*, el esfuerzo extremo asociado a su extinción y el elevado riesgo para el personal (Alexander y Cruz, 2012, 2016) el resultado es destacable. El menor número de *ACF* en las parcelas de *P. radiata* puede explicarse por sus diferentes características estructurales (mayor *CBH*, menor *CBD*), ya que las características de los combustibles finos de superficie fueron similares para ambas especies de pino. En consecuencia, los efectos de la clara en la reducción de la ocurrencia de *ACF* fueron más importantes en *P. pinaster* que en *P. radiata*. No obstante, el porcentaje de fuegos de copa pasivos aumentó (105% y 92%, respectivamente) en las parcelas de clara fuerte respecto al control.

Aunque se dispone de abundante información sobre los efectos de la reducción del combustible en el comportamiento potencial del fuego, es de destacar que hay una laguna de información sobre los efectos a medio plazo de la clara basados en inventarios de combustible realizados en campo, en particular para *P. pinaster* y *P. radiata*. Nuestros resultados son coherentes con los de Waldrop et al. (2010), que observaron sólo ligeras diferencias en las características simuladas de comportamiento del fuego entre rodales de clara y control cinco años después del tratamiento, en bosques mixtos de roble y pino de los montes Apalaches en el este de EE. UU. También son consistentes con los de Ziegler et al. (2017), que indican una disminución a largo plazo (diez años) de los parámetros de comportamiento potencial del fuego, en bosques secos del oeste de EE. UU. Sin embargo, las diferencias en la estructura y composición de los rodales y el tratamiento de clara impiden las comparaciones directas con estos trabajos.

Tabla 4.11. Distribución del número de simulaciones por especie de pino, tratamiento de clara y rango de intensidad lineal del fuego ( $I_B$ ) seis años después de tratamiento, diferenciando por tipo de fuego

Especie y tratamiento	Tipo de fuego	Grupo I (kW m <sup>-1</sup> )				Total	
		A <i>I<sub>B</sub></i> < 500	B 500 ≤ <i>I<sub>B</sub></i> <2000	C 2000 ≤ <i>I<sub>B</sub></i> < 4000	D <i>I<sub>B</sub></i> ≥ 4000		
<i>P. pinaster</i>	C	SF	1839 (6.6%)	9353 (33.6%)	6825 (24.6%)	3424 (12.3%)	21441 (77.1%)
		PCF	0	71 (0.2%)	933 (3.4%)	2487 (8.9%)	3491 (12.5%)
		ACF	0	0	237 (0.8%)	2661 (9.6%)	2898 (10.4%)
		Total	1839 (6.6%)	9424 (33.8%)	7995 (28.8%)	8572 (30.8%)	27830
	HT	SF	938 (3.4%)	7861 (28.2%)	6851 (24.6%)	3951 (14.2%)	19601 (70.4%)
		PCF	0	0	1665 (6.0%)	5466 (19.7%)	7197 (25.7%)
		ACF	0	0	8 (0.0%)	1090 (3.9%)	1098 (3.9%)
		Total	938 (3.4%)	7861 (28.2%)	8524 (30.6%)	10507 (37.8%)	27830
<i>P. radiata</i>	C	SF	2219 (9.2%)	8474 (35.3%)	6747 (28.1%)	3399 (14.1%)	20839 (86.7%)
		PCF	0	0	124 (0.5%)	2455 (10.2%)	2579 (10.7%)
		ACF	0	0	0	617 (2.6%)	617 (2.6%)
		Total	2219 (9.2%)	8474 (35.3%)	6871 (28.6%)	6471 (26.9%)	24035

Especie y tratamiento	Tipo de fuego	Grupo I (kW m <sup>-1</sup> )				Total
		A $I_B < 500$	B $500 \leq I_B < 2000$	C $2000 \leq I_B < 4000$	D $I_B \geq 4000$	
HT	SF	1722 (7.2%)	8449 (35.1%)	6073 (25.3%)	2770 (11.5%)	19014 (79.1%)
	PCF	0	0	422 (1.7%)	4538 (18.9%)	4960 (20.6%)
	ACF	0	0	0	61 (0.3%)	61 (0.3%)
	Total	1722 (7.2%)	8449 (35.1%)	6495 (27.0%)	7369 (30.7%)	24035

C = control, HT = clara fuerte, SF = fuego de superficie, PCF = fuego de copas pasivo, ACF = fuego de copas activo

Si bien los combustibles de superficie no se evaluaron en los tres primeros inventarios después de la clara, los cambios descritos en las variables del dosel sugieren posibles cambios asociados en los combustibles de superficie. Además, es probable que se haya producido una disminución temporal de la humedad del combustible fino muerto ( $M_s$ ) como la que Ruiz-González (2007) observó en rodales aclarados de *P. pinaster* en el noroeste de España y como también observaron Cruz et al. (2014; 2017) en otros ecosistemas. Es probable, así mismo, que tras la clara se produjera un aumento de la penetrabilidad del viento, debido a un cambio en la estructura de la masa, reflejado en el incremento del factor de ajuste de la velocidad del viento (WAF). Esos tres cambios pueden dar lugar a un empeoramiento del comportamiento potencial del fuego de superficie (SF) en los rodales de clara a corto plazo. En conjunto, aunque este escenario complejo impide la realización de generalizaciones sencillas respecto al efecto global de la clara sola, sin intervención en los combustibles del sotobosque, sugiere las siguientes modificaciones del comportamiento del fuego a corto plazo, después de clara : i) fuegos de superficie de mayor intensidad; ii) valores umbrales de velocidad del viento para iniciar la transición de fuego de superficie a fuego de copas más bajos; iii) mayor dificultad para la generación de fuegos de copas activos y, iv) velocidad de propagación de los fuegos de copas activos más altas, dada su mayor sensibilidad a las variaciones en  $M_s$  que en CBD. Esto es coherente con lo encontrado por Cruz et al. (2008) con simulaciones del comportamiento del fuego en rodales de *P. radiata* sometidos a claras fuertes y también con lo indicado por otros autores respecto a otras especies (e.g. Raymond y Peterson, 2005; Stephens y Moghaddas, 2005; Crecente-Campo et al., 2009b; Waldrop et al., 2010) en cuyos estudios también se dejaron los restos leñosos en el suelo.

#### 4.3.4 Efecto a medio plazo de la clara fuerte en la severidad potencial del fuego sobre el arbolado

En la Tabla 4.12. se presentan los valores medios de las variables indicadoras de la severidad del fuego en el arbolado analizadas en este estudio para cada parcela y combinación de  $M_s$  y  $U_{10}$ : altura media de copa soflamada ( $\overline{h_s}$ ), volumen medio de copa soflamada ( $\overline{CV_s}$ ) y valor medio de probabilidad de mortalidad del arbolado después del incendio ( $\overline{p_{mort}}$ ), con y sin ataque de escolítidos. En la Figura 4.14 se muestra el diagrama de cajas de  $\overline{h_s}$  desglosado por clases de intensidad lineal.

Los promedios de  $\overline{h_s}$  y de  $\overline{CV_s}$  fueron significativamente mayores en las parcelas de clara fuerte que en las control para ambas especies de pino (Tabla 4.12), aunque las diferencias relativas al control fueron pequeñas, entre 1,6% y 10,4%. Además,  $\overline{h_s}$  difirió significativamente entre tratamientos para todos los intervalos de intensidad del fuego en *P. pinaster* y sólo para



$I_B < 2000 \text{ kW m}^{-1}$  en *P. radiata* (Figura 4.14), si bien, así mismo, las diferencias fueron bastante reducidas. En cuanto a los valores medios de  $\overline{p_{mort}}$ , variable contemplada únicamente en las parcelas de *P. pinaster*, también fueron significativamente más altos en el tratamiento de clara fuerte que en el control para las dos situaciones consideradas: con y sin ataque de escolítidos, aunque de nuevo el incremento relativo fue reducido, inferior al 16%. En ambos casos, los valores medios sobrepasaron el umbral de  $\overline{p_{mort}}$  (0.5) propuesto por Vega et al. (2011) para el modelo de árbol individual, con lo que esa diferencia tuvo menos trascendencia.

Tabla 4.12. Valores medios de la altura y volumen medio de copa soflamada y la probabilidad media de mortalidad del arbolado en las parcelas control (C) y clara fuerte (HT) de *P. pinaster* y *P. radiata*. Efectuado para todas las combinaciones posibles de  $M_s$  y  $U_{10}$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre los valores medios ( $\alpha = 5\%$ ).  $\overline{h_s}$  = altura media de copa soflamada,  $\overline{CV_s}$  = volumen medio de copa soflamada y  $\overline{p_{mort}}$  = probabilidad media de mortalidad de arbolado con y sin ataque de escolítidos después del incendio

Variable	<i>P. pinaster</i>		<i>P. radiata</i>	
	C	HT	C	HT
$\overline{h_s}$ (m)	17.49 <sup>b</sup>	18.90 <sup>a</sup>	16.95 <sup>b</sup>	17.22 <sup>a</sup>
$\overline{CV_s}$ (%)	81.70 <sup>b</sup>	90.00 <sup>a</sup>	65.40 <sup>b</sup>	72.20 <sup>a</sup>
$\overline{p_{mort}}$ sin ataque (0-1)	0.73 <sup>b</sup>	0.84 <sup>a</sup>	--	--
$\overline{p_{mort}}$ con ataque (0-1)	0.81 <sup>b</sup>	0.90 <sup>a</sup>	--	--

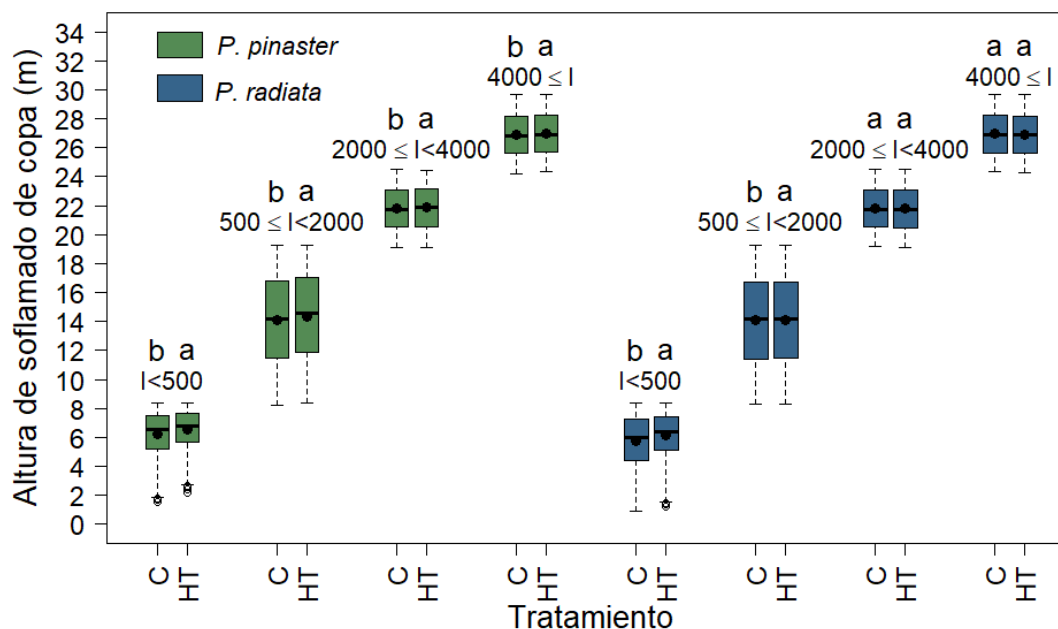


Figura 4.14. Diagrama de cajas de la altura media de copa soflamada para cada especie (*P. pinaster* y *P. radiata*), tratamiento y rango de intensidad lineal, seis años después de la clara. Letras diferentes indican diferencias significativas entre los valores medios ( $\alpha = 5\%$ ). Puntos negros representan los valores medios. C = control, HT = clara fuerte

En las Figuras 4.15, 4.16 y 4.17 se muestran, respectivamente, los gráficos de contorno de las variables  $\overline{h_s}$ ,  $\overline{CV_s}$  y  $\overline{p_{mort}}$  para cada combinación de  $M_s$  y  $U_{10}$ . Estos gráficos permiten la comparación visual de la influencia del tratamiento y de la especie en dichas variables. Como era de esperar, los valores más altos de  $\overline{h_s}$ ,  $\overline{CV_s}$  y  $\overline{p_{mort}}$  se corresponden con los valores de humedad del combustible más bajos y de velocidad del viento más altos. Se observa, además que las tres variables indicadoras de severidad mostraron más sensibilidad al viento para valores bajos de humedad del combustible que para valores altos. En general, para los mismos valores

de  $M_s$  y  $U_{10}$ , los valores estimados de  $\overline{h_s}$ ,  $\overline{CV_s}$  y  $\overline{p_{mort}}$  fueron superiores en las parcelas de clara fuerte que en las parcelas control, tanto para *P. pinaster* como para *P. radiata*. Estas diferencias provocaron en general un incremento en la superficie comprendida entre isolíneas, a medida que van empeorando las condiciones de peligro de incendio, en los gráficos correspondientes a las parcelas de clara.

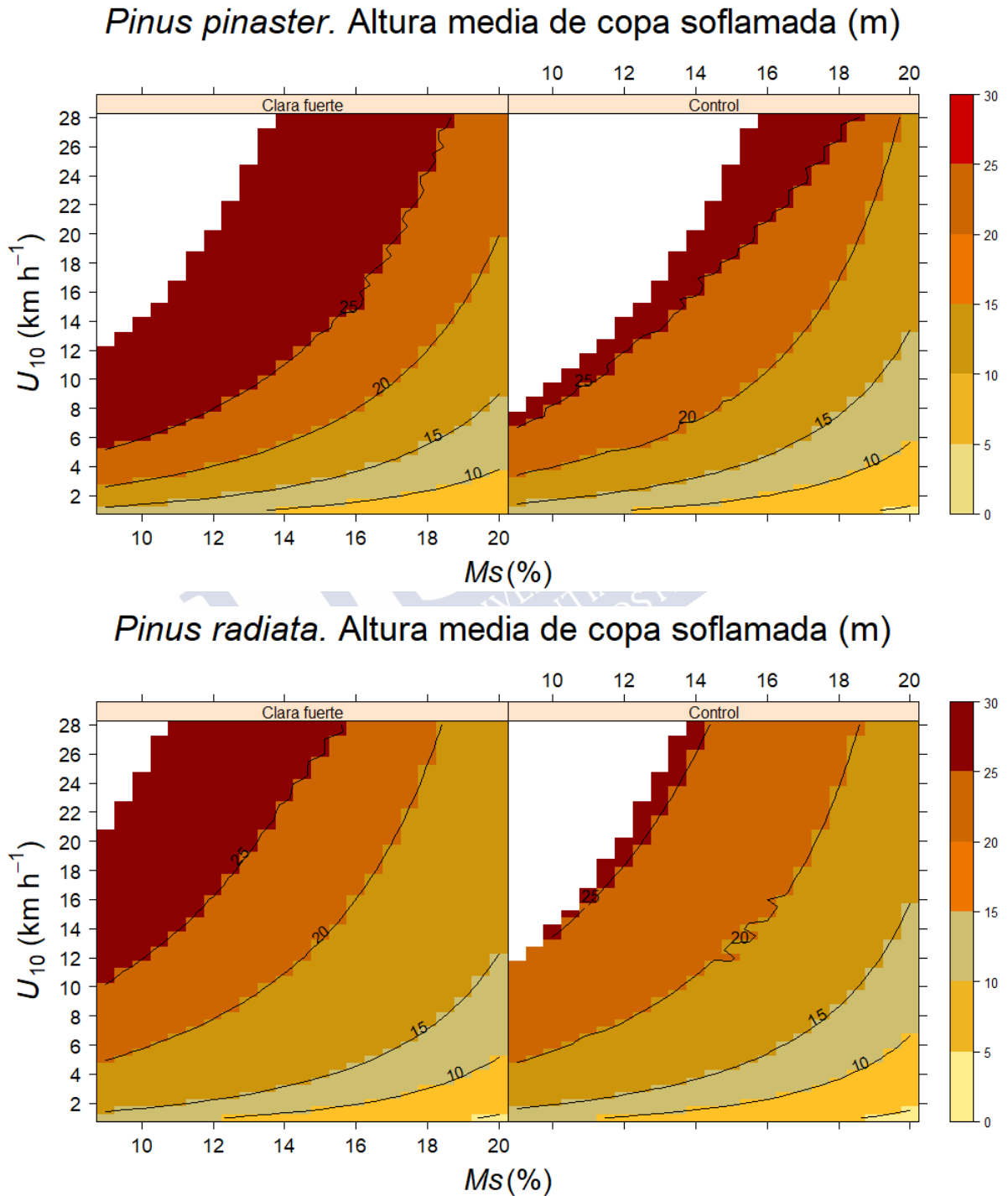


Figura 4.15. Gráficos de contorno de las estimaciones medias de la altura media de copa soflamada (m) para diferentes combinaciones de  $M_s$  y  $U_{10}$  seis años después del tratamiento. Clara fuerte (izquierda), control (derecha), *P. pinaster* (superior) y *P. radiata* (inferior). La zona blanca se corresponde con intensidades lineales del fuego  $> 4000 \text{ kW m}^{-1}$  y/o al menos una parcela con fuego de copas activo

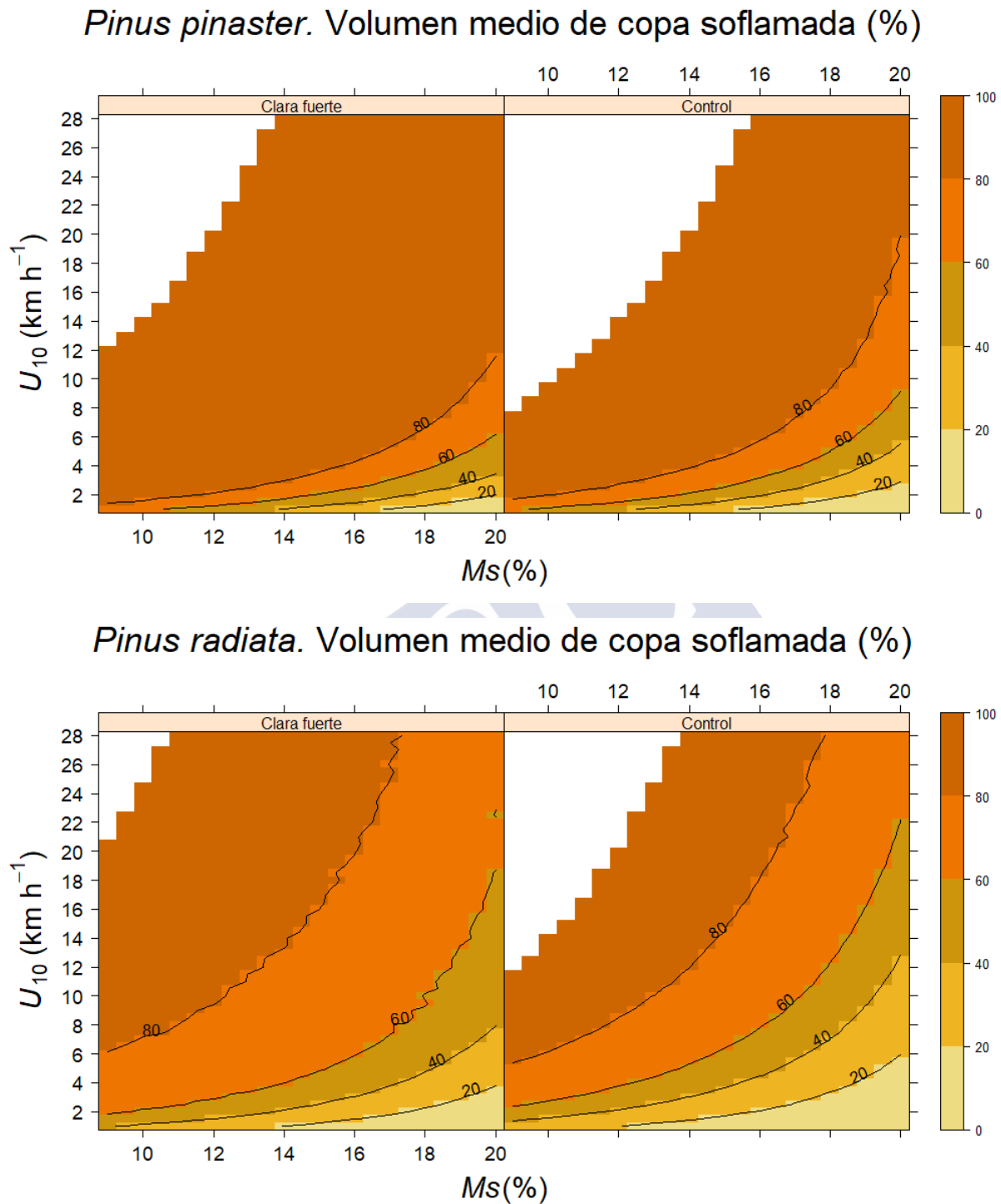
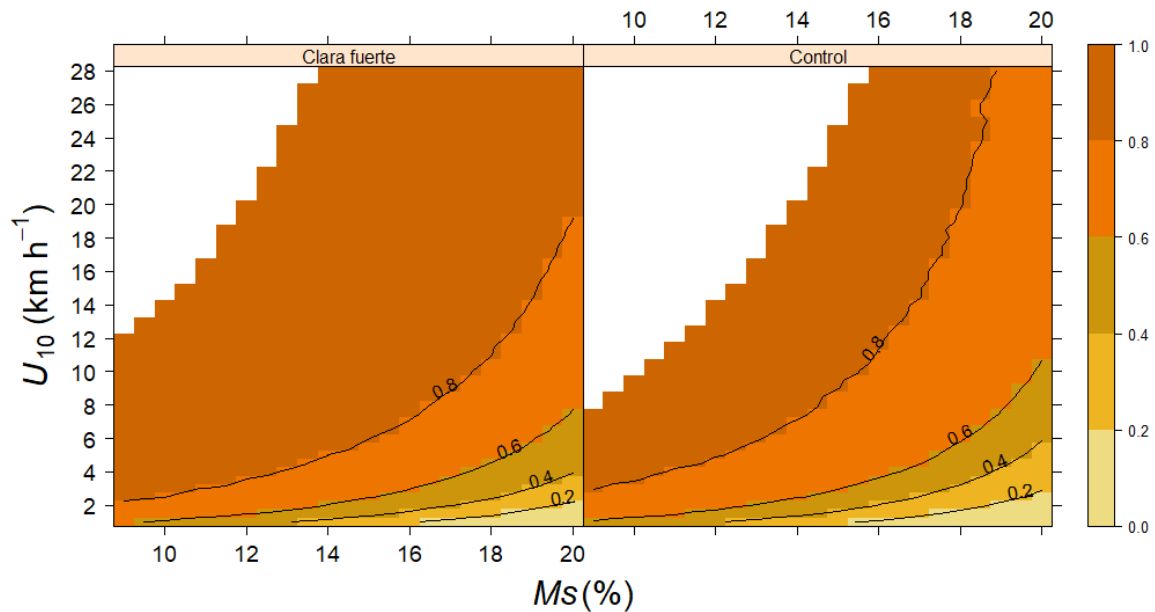


Figura 4.16. Gráficos de contorno de las estimaciones medias del volumen medio de copa soflamada (%) para diferentes combinaciones de  $M_s$  y  $U_{10}$  seis años después del tratamiento. Clara fuerte (izquierda), control (derecha), *P. pinaster* (superior) y *P. radiata* (inferior). La zona blanca se corresponde con intensidades lineales del fuego  $> 4000 \text{ kW m}^{-1}$  y/o al menos una parcela con fuego de copas activo

*Pinus pinaster*. Probabilidad de mortalidad sin daños escolítidos



*Pinus pinaster*. Probabilidad de mortalidad con daños escolítidos

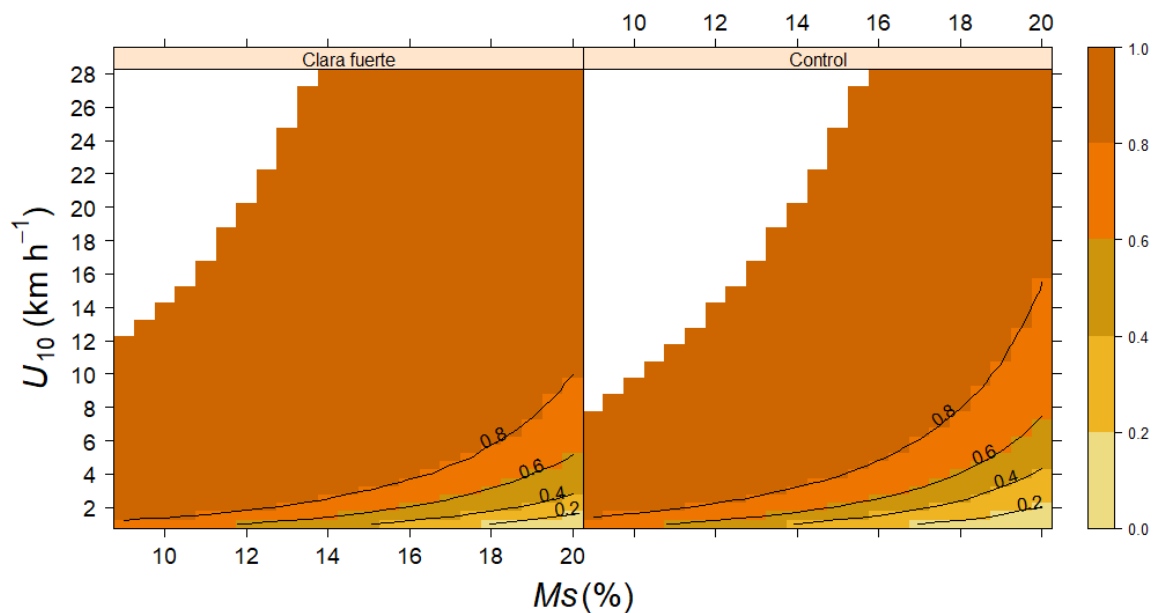


Figura 4.17. Gráficos de contorno de las estimaciones medias de la probabilidad de mortalidad de arbolado post-fuego (0-1) para diferentes combinaciones de  $M_s$  y  $U_{10}$  seis años después del tratamiento. Clara fuerte (izquierda), control (derecha), *P. pinaster* sin ataque de escolítidos (superior) y *P. pinaster* con ataque de escolítidos (inferior). La zona blanca se corresponde con intensidades lineales del fuego  $> 4000 \text{ kW m}^{-1}$  y/o al menos una parcela con fuego de copas activo

La intensidad lineal del fuego de superficie ( $I_B$ ) juega un papel predominante en el valor estimado de  $\bar{h}_s$ , y por tanto de  $\overline{CV_S}$  y  $\overline{p_{mort}}$ . En consecuencia, el nivel de severidad ligeramente superior encontrado en las parcelas de clara en comparación con las parcelas control, para la misma combinación de  $U_{10}$  y  $M_s$ , se debió a que la intensidad lineal también resultó algo más elevada en las parcelas tratadas. Esta mayor intensidad es consecuencia de una carga de combustible disponible en superficie ( $W_a$ ) y de una velocidad de propagación del fuego en

superficie ( $r$ ) estimada ligeramente más elevada en las parcelas tratadas. Van Wagner (1973), cuyo modelo de estimación de la altura de copa soflamada de árbol individual ( $h_s$ ) se ha utilizado en este estudio, no aclara qué combustible consumido utiliza en el cálculo de la intensidad lineal, excepto que fue obtenido por inventarios pre y post-fuego de todo el combustible de la cubierta orgánica del suelo (Van Wagner, 1963, 1968, 1977). Esto sugiere que en la determinación de  $I_B$  incluyó materiales que no solo se consumieron en la fase de llama del fuego. En este estudio se ha supuesto, en cambio, que se consumen combustibles que habitualmente se consideran que combustionan en la fase de llama, tales como todos los materiales finos ( $< 6$  mm) y proporciones variables de combustibles medios y de la capa F, en función de  $M_s$  (Cruz et al., 2006b; Cruz y Alexander, 2017). Sin embargo, esta aproximación puede ser demasiado simple, ya que otros factores parecen desempeñar un papel importante en ese proceso (e.g. Brown et al., 1985; Fernandes y Loureiro, 2013; Prichard et al., 2017) y somos conscientes de que esta aproximación grosera puede mejorarse. No obstante, creemos que no altera sustancialmente los resultados de la comparativa efectuada entre los rodales tratados y los no tratados, ya que se utilizó la misma aproximación en ambos casos.

La sensibilidad de  $I_B$  a la velocidad del viento, a través de la marcada influencia de esta última variable en  $r$ , está bien establecida. Sin embargo, en nuestro caso, la variabilidad observada en  $I_B$  se debió más a la gran variación en  $Wa$  (causada por el cambio de  $M_s$ ) que a la variabilidad de  $U_{10}$ , ya que la velocidad del viento a media llama se redujo considerablemente, asociada a los bajos valores de  $WAF$ , consecuencia de la estructura de la masa. En definitiva, los valores estimados de  $\bar{h}_s$  dependieron más de  $M_s$  que de  $U_{10}$ , especialmente para valores elevados de  $M_s$ , mientras que para  $M_s$  bajos la influencia de ambas variables fue muy similar. Este mismo razonamiento es de aplicación a las variables  $\overline{CV}_s$  y  $\overline{p}_{mort}$ .

Las diferencias en los valores estimados de  $\bar{h}_s$  entre las dos especies parecen estar relacionadas principalmente con las diferencias observadas en la altura media del arbolado ( $\bar{h}$ ), la altura media del combustible de superficie ( $\bar{h}_{us+L}$ ) y la penetrabilidad del viento en las parcelas de dichas especies. Los valores más altos de  $\overline{CV}_s$  estimados para *P. pinaster* probablemente se debieron a los valores más bajos detectados de  $CBH$  y de longitud del dosel arbóreo ( $CL$ ) en esta especie. Los valores de  $\bar{h}_s$  estimados deben considerarse como una primera aproximación y tomarse con precaución, principalmente porque el modelo de Van Wagner (1973) no tiene en cuenta directamente el efecto de la pendiente del terreno (tampoco lo hace ninguna de las ecuaciones actualmente disponibles para la estimación de  $\bar{h}_s$ : Alexander y Cruz, 2012b). En terrenos escarpados, los gases calientes que se elevan por convección fluyen por la pendiente más cerca de la superficie que en terreno llano (Cheney y Sullivan, 2008), por lo que se espera una sobreestimación de  $\bar{h}_s$ . La información disponible sobre el efecto de la clara en la severidad del fuego es muy limitada. En algunos estudios se han observado valores de  $\overline{CV}_s$  del dosel arbóreo significativamente más bajos en los rodales de coníferas aclarados que en los no tratados (Omi y Martinson, 2002; Cram et al., 2006; Ritchie et al., 2007), mientras que en otros se ha revelado un nivel más alto de daños (Raymond y Peterson, 2005; Omi et al., 2006).

Por último, la elevada mortalidad de los árboles después del incendio ( $\overline{p}_{mort}$ ) en *P. pinaster* para la mayoría de las condiciones de  $U_{10}$  y  $M_s$  consideradas se debió a que los valores estimados de  $\overline{CV}_s$  superaron con frecuencia el umbral de dos tercios para la supervivencia de los árboles, considerado habitualmente para esta especie (Catry et al., 2010; Vega et al., 2011). Respecto a *P. radiata*, algunos autores consideran que esta especie es más sensible al fuego que *P. pinaster*.



(Luke y McArthur, 1978; Fernandes et al., 2008), aunque todavía no se ha desarrollado ningún modelo para predecir la mortalidad después del fuego en la misma. Los estudios que analizaron la mortalidad del arbolado, después de incendios que afectaron a zonas tratadas únicamente con clara y a zonas no tratadas, mostraron una respuesta compleja del arbolado. En algunos casos no se apreciaron diferencias en la mortalidad (Prichard et al., 2010), mientras que en otros casos fue menor en las zonas de sometidas a tratamiento de clara (Prichard y Kennedy, 2012; Safford et al.; 2009; 2012).

El fuego puede causar la muerte de los árboles no solo por las lesiones en la copa, sino también debido a daños en el tronco y las raíces (Hood et al., 2018). Incluso los incendios de superficie de baja intensidad pueden afectar al cambium de árboles de corteza fina, provocando su muerte; no obstante, la mortalidad por calentamiento bien sea por convección o radiación, provocada por los incendios de superficie es más difícil de predecir que la mortalidad estimada a partir de la altura de copa soflamada (Hood et al., 2018).

#### 4.3.5 Efecto a medio plazo de la clara fuerte en la protección del suelo contra la erosión potencial post-incendio

Los modelos de estimación del porcentaje de cobertura acícula soflamada caída ( $SC_{sn}$ ) para *P. pinaster* y *P. radiata* ajustados a partir de la carga de dichas acículas ( $W_{sn}$ ) y basados en la Ecuación 3.35 se muestran en la Tabla 4.13. Estos modelos explicaron más del 98% de la variabilidad observada en ambas especies de pino. Todos los parámetros fueron significativos, y las gráficas de residuos frente a valores observados no mostraron ninguna tendencia que sugiera violaciones de las hipótesis de normalidad, homogeneidad de varianza e independencia de los errores. El valor estimado del parámetro "a" para *P. pinaster* (3.7) fue muy similar al de un modelo previamente ajustado por Pannkuk y Robichaud (2003) para *Pinus ponderosa*, especie con acículas de dimensiones similares a las de *P. pinaster*, y también muy semejante al de los modelos para otras especies de pino (Gilley et al., 1991). El mayor valor estimado de "a" para *P. radiata* dio lugar a una capacidad de cobertura ligeramente superior (15%) para el rango de  $W_{sn}$  de 0.2-0.8 kg m<sup>-2</sup>. Sin embargo, dado que el promedio de  $\overline{CV}_S$  fue mucho menor en *P. radiata* que en *P. pinaster* (Tabla 4.12), el resultado combinado fue una reducción de la capacidad de protección del suelo quemado en los rodales de *P. radiata*.

Tabla 4.13. Modelos de estimación del porcentaje de cobertura de suelo ( $SC_{sn}$ ) a partir de la carga de acícula soflamada caída ( $W_{sn}$ ) para *P. pinaster* y *P. radiata*, junto con sus parámetros y estadísticos de bondad del ajuste

Especie	Variable dependiente	Modelo	ME	rRMSE (%)
<i>P. pinaster</i>	$SC_{sn}$ (%)	$SC_{sn} = 100 \cdot (1 - \exp(-3.6818 \cdot W_{sn}))$	0.9920	2.3252
<i>P. radiata</i>	$SC_{sn}$ (%)	$SC_{sn} = 100 \cdot (1 - \exp(-4.7395 \cdot W_{sn}))$	0.9867	2.9117

Una vez ajustadas estas ecuaciones, se elaboraron los gráficos de contorno del valor medio de  $SC_{sn}$  de las parcelas para todas las combinaciones de  $M_s$  y  $U_{10}$ , diferenciando entre tratamientos para cada especie (Figura 4.18).

Los valores medios de  $SC_{sn}$  estimados, incluyendo todas las simulaciones realizadas, fueron significativamente menores en las parcelas control que en las parcelas de clara para ambas

especies: en *P. pinaster* se obtuvieron coberturas medias del 76.1% y 80.0%, respectivamente para las parcelas control y aclaradas mientras que en *P. radiata* estos valores fueron del 67.2% y 70.2%. Las diferencias, no obstante, fueron reducidas.

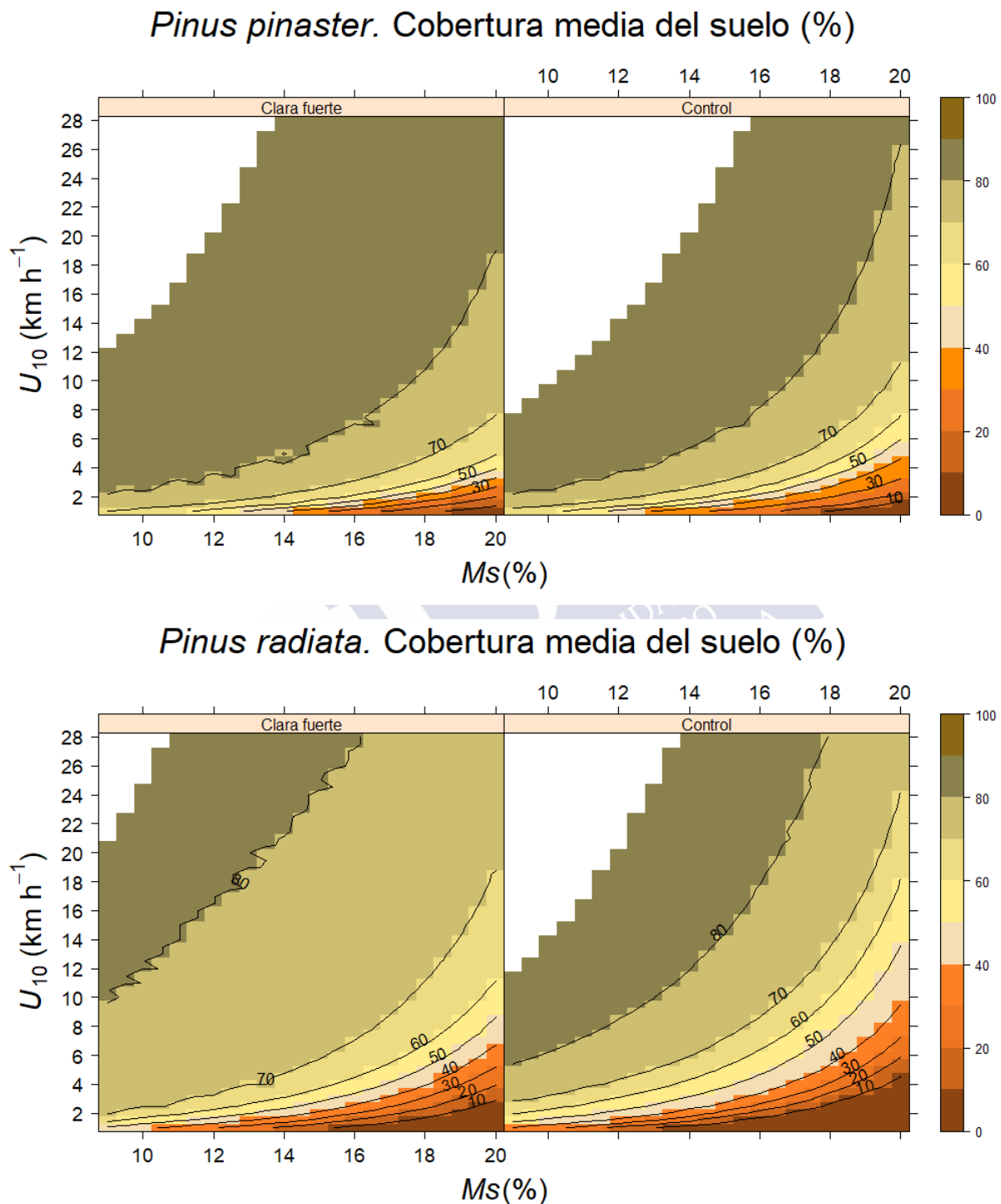


Figura 4.18. Gráficos de contorno de las estimaciones medias de la de la cobertura del suelo por acículas soflamadas caídas post-fuego (%) para diferentes combinaciones de  $M_s$  y  $U_{10}$  seis años después del tratamiento. Clara fuerte (izquierda), control (derecha), *P. pinaster* (superior) y *P. radiata* (inferior). La zona blanca se corresponde con intensidades lineales del fuego  $> 4000 \text{ kW m}^{-1}$  y/o al menos una parcela con fuego de copas activo

Se consideró una cobertura del 70% como umbral para garantizar una protección efectiva del suelo (Cerdà y Doerr, 2008; Robichaud et al., 2010), observándose en los gráficos citados que este valor se supera en un amplio rango de combinaciones de  $M_s$  y  $U_{10}$ , para ambas especies y tratamientos, pero especialmente para *P. pinaster*. Es decir, seis años después de la clara, la mayoría de los incendios con potencialidad para ocurrir en el rango de condiciones de velocidad del viento y de humedad del combustible contempladas, generarían suficientes acículas como para reducir eficazmente la erosión posterior al incendio. Esto es importante desde el punto de vista de la resiliencia de los ecosistemas y de la atenuación de los impactos post-incendios que pudieran amenazar poblaciones y recursos diversos. Nuestros resultados de capacidad de protección del suelo por la acícula soflamada caída son compatibles con las predicciones de Vega et al. (2013) para las mismas especies. Por otra parte, la capacidad ligeramente superior de los rodales de clara para cubrir el suelo parece irrelevante desde un punto de vista práctico, toda vez que el incremento relativo es pequeño y que en la mayoría de los casos se asegura una cobertura superior al umbral mencionado.





# 5. Conclusiones / Conclusions

---







## 5 CONCLUSIONES

Las principales conclusiones de la presente tesis son las siguientes:

1. Este estudio contribuye a reforzar las evidencias de que los inventarios de combustible basados en los sensores remotos utilizados en esta investigación constituyen una alternativa práctica a los inventarios tradicionales de campo, que resultan extremadamente limitados, por el alto coste de adquisición de los datos y la escala espacial y temporal de aplicación (Artículos 1-3).
2. Los resultados de investigación obtenidos refuerzan la utilidad de los modelos basados en métricas LiDAR (*Laser Imaging Detection and Ranging*), incluso los de baja densidad de pulsos como el del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA), para la estimación de las principales variables estructurales del combustible del dosel arbóreo y su distribución vertical. Además, estos modelos suponen un paso adelante en la generación de la cartografía a escala de paisaje de estas variables. Sin embargo, es necesario seguir avanzando en la mejora de estos modelos, cuya precisión dista mucho de la alcanzada por los modelos ajustados a partir de variables de rodal, antes de ser utilizarlos como herramienta fiable en la gestión del combustible de base geoespacial. Para ello se requiere, entre otras mejoras, reducir las posibles fuentes de error, con una precisa georreferenciación, aumentar la densidad de pulsos del sensor y utilizar como información de apoyo las métricas e índices derivados de otros sensores remotos de media o incluso alta resolución espacial (Artículos 1-2).
3. Las dos aproximaciones seguidas para modelizar la distribución vertical de carga de combustible disponible del dosel arbóreo (*CFL*), usando como variables independientes métricas LiDAR o variables de rodal obtenidas a partir de mediciones de campo, son compatibles con los dos principales métodos existentes para estimar las variables *CFL* y densidad aparente del dosel arbóreo (*CBD*): el método de la distribución homogénea del combustible, conocido como “*load over depth*” y el método de la distribución heterogénea, en el que se necesita generar los perfiles verticales de la distribución de la carga citada (Artículos 1-2).
4. Los modelos desarrollados tienen aplicación en varios campos de investigación forestal que requieren estimaciones precisas de la distribución vertical de los combustibles del dosel. Entre ellas, la modelización física del comportamiento del fuego de copas, la contabilidad del carbono, la modelización del régimen de luz dentro de la copa y la de la fotosíntesis del dosel, así como la estimación de la biomasa utilizable con fines energéticos (Artículos 1-2).
5. La precisión de los modelos de estimación de algunas de las variables del combustible de superficie y del dosel, obtenidos a partir de imágenes del satélite Sentinel-2A, mediante la aplicación de las técnicas estadísticas RF (*Random Forest*) y MARS (*Multivariate Adaptive Regression Splines*), ha sido modesta. Sin embargo, esta circunstancia no parece limitar su uso para generar cartografía del riesgo potencial de fuego de copas. Por tanto, suponen una herramienta interesante para desarrollar mapas de riesgo asociado al combustible, a escala

media o regional, de utilidad para planificar y priorizar proyectos de gestión del combustible o evaluar programas de peligro de incendios (Artículo 3).

6. El estudio ha confirmado la capacidad de la tecnología basada en índices de vegetación y bandas espectrales procedentes de imágenes Sentinel-2A, apoyada en RF, para clasificar el territorio por especies de pino y tratamientos selvícola. Dado que la tecnología LiDAR ha permitido una buena estimación de las características de los combustibles, especialmente del dosel arbóreo, para las especies de pino consideradas, nuestros resultados abren la vía a una aplicación combinada de las dos técnicas mencionadas (Artículos 1-3).
7. En relación al efecto de la clara sola, y por tanto sin intervención en los combustibles superficiales, el tratamiento produjo una reducción significativa de *CBD*, todavía evidente al cabo de seis años de efectuada. Sin embargo, a esa fecha, la clara dio lugar a un moderado pero significativo aumento de la carga de los combustibles de superficie. Estos efectos en los combustibles resultaron en un aumento en la intensidad lineal del fuego de un posible incendio de superficie, y, por lo tanto, en una mayor capacidad de iniciación del fuego de copa, aunque un menor riesgo de fuego activo de copa y una menor velocidad de propagación de este tipo de fuego una vez iniciado (Artículo 4).
8. También la clara sola produjo un aumento significativo de las cargas de restos de 100h y 1000h, aunque en términos absolutos las cargas medidas fueron moderadamente bajas. Sin embargo, esas cantidades no parecieron implicar un incremento elevado del riesgo de la severidad del fuego en el suelo. No obstante, es posible que en una clara donde el arbolado no comercial quede depositado en el suelo sin extraer, pueda suponer un aumento mucho más sustancial en la carga de restos gruesos citados. Esto podría tener consecuencias graves en el daño al suelo, debido a la mayor duración de la fase de rescoldo (Artículo 4).
9. Las masas de *P. pinaster* resultaron más propensas a sufrir potenciales fuegos de copas activos que las de *P. radiata*, independientemente del tratamiento selvícola (control o clara fuerte). Este resultado obtenido supone una contribución apreciable respecto a la evaluación de las dos especies por su capacidad de generar incendios de mayor o menor severidad. Esta cuestión es relevante para la gestión forestal y la planificación preventiva de incendios (Artículos 3-4).
10. Las masas sin aclarar de ambas especies de pino mostraron más facilidad para generar fuegos de copa activos que las tratadas con clara fuerte. En cambio, en la clara fuerte podrían darse con mayor frecuencia fuegos de copa pasivos. Estos resultados mejoran nuestro conocimiento de las consecuencias de la clara sola desde el punto de vista preventivo, del combate del incendio y del impacto potencial del fuego, especialmente al considerar el escenario de cambio climático esperado para la región (Artículos 3-4).
11. La severidad potencial (en términos de altura y de volumen de copa soflamada para las dos especies de pino, así como de mortalidad en *P. pinaster*), causada a medio plazo por un incendio que afectara a los pinares estudiados, apenas se vio alterada por el tratamiento de clara. Además, la protección del suelo contra la erosión sólo mejoró ligeramente con dicho tratamiento, no resultando las diferencias importantes en términos prácticos (Artículo 4).

12. El estudio no evaluó los combustibles de superficie en los primeros años después de clara. Sin embargo, los datos sugieren que es posible que la situación, desde el punto de vista del peligro asociado a dichos combustibles, fuera más desfavorable que a medio plazo, aspecto que resulta de interés en la gestión preventiva de incendios de estas masas. Este punto necesita ser investigado en el futuro (Artículo 4).
13. En conjunto, nuestros resultados mostraron que la clara por sí sola no es un tratamiento suficientemente eficaz, a medio plazo, para reducir la intensidad y los efectos de un posible incendio que afecte a la zona tratada. Dado que la principal limitación se debe a su efecto desfavorable en los combustibles de superficie, su reducción o modificación resulta crítica. Por consiguiente, tratamientos como la quema prescrita, la trituración o la eliminación podrían mejorar claramente la eficacia de la clara como tratamiento preventivo y se recomiendan encarecidamente. Creemos que resultaría muy conveniente transferir estos resultados a los gestores forestales de la zona de estudio (Artículo 4).
14. Esta investigación sugiere también la necesidad de mejorar los modelos actuales de predicción del combustible consumido en la fase de llamas, por su crítica importancia en la correcta determinación de la, intensidad lineal del fuego, la probabilidad de inicio de fuego de copas y otros efectos. Así mismo, pone de relieve la necesidad de una evaluación más completa de los efectos de la clara, por si sola, no solo sobre el conjunto del complejo de combustible, sino también sobre las variables microclimáticas que afectan al comportamiento del fuego (Artículos 3-4).

The main conclusions of this thesis are as follows:

1. This study provides further evidence that fuel inventories based on remote sensors are a practical alternative to traditional field inventories, which are extremely limited by the high cost of data acquisition and their spatial and temporal scale of application (Articles 1-3).
2. The research findings confirm that statistical models based on Laser Imaging Detection and Ranging (LiDAR) metrics, even those with low pulse density such as the National Plan for Aerial Orthophotography (PNOA), can be used to estimate the main structural variables and the vertical distribution of canopy fuel. In addition, these models represent a step forward in the generation of landscape-scale maps of these variables. However, the models must be improved further before they can be used as reliable tools in geospatial fuel management, as they are much less accurate than models constructed from stand variables. Therefore, potential sources of error should be reduced by accurate georeferencing, sensor pulse density should be increased, and metrics and indices derived from other remote sensors of medium or even high spatial resolution should be used as supporting information (Articles 1-2).
3. The two approaches used to model the vertical distribution of the available canopy fuel load (*CFL*), in which LiDAR metrics or stand variables obtained from field measurements are considered independent variables, are compatible with the two main existing methods of estimating *CFL* and canopy bulk density (*CBD*): the homogeneous fuel distribution method, known as "load over depth" and the heterogeneous distribution method, in which the vertical profiles of the load distribution mentioned must be generated (Articles 1-2).

4. The models developed have applications in various fields of forestry research that require accurate estimation of the vertical distribution of canopy fuel: e.g. physical modelling of crown fire behaviour, carbon accounting, modelling of the canopy light regime and canopy photosynthesis and estimation of usable biomass for energy purposes (Articles 1-2).
5. The accuracy of estimating surface and canopy fuel variables derived from Sentinel-2A satellite images by using the Random Forest (RF) and Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS) statistical techniques was modest. However, this does not seem to limit use of the techniques to generate maps of potential crown fire risk. These techniques are therefore valuable tools for developing medium or regional scale fuel risk maps, which are useful for planning and prioritising fuel management projects and evaluating fire danger programmes (Article 3).
6. The study findings confirmed the ability of techniques based on vegetation indices and spectral bands derived from Sentinel-2A images, supported by RF, to classify different areas in relation to species of pine and silvicultural treatment. As LiDAR technology enables good estimation of the fuel characteristics of pine species, especially for the canopy, the findings open the way to the combined application of the techniques (Articles 1-3).
7. The thin-only treatment (i.e. with no treatment of surface fuels) produced a significant reduction in *CBD*, which remained evident in the mid-term (after 6 years). However, after this time the thinning gave rise to a moderate, but significant increase in the surface fuel load. These effects resulted in an increase in the fireline intensity of a potential surface fire, and therefore an increase in the capacity for crown fire initiation, although with a lower risk and rate of spread of active crown fire once it has started (Article 4).
8. Thin only also produced a significant increase in 100h and 1000h woody debris loads, although in absolute terms the measured loads were moderately low. However, these quantities did not seem to imply a high increase in the risk of soil burn severity. Nevertheless, it is possible that in a thinning where non-commercial trees are left on the ground without removal, this could imply a much more substantial increase in the coarse woody debris load cited. This could have serious consequences on the soil damage, due to the longer duration of the fire smoldering phase (Article 4).
9. *P. pinaster* stands were more prone to being affected by active crown fires than *P. radiata* stands, irrespective of the silvicultural treatment applied (control or heavy thinning). This is a valuable finding in relation to assessing these two species for their capacity to generate fires of greater or lower severity. This aspect is relevant in forest management and fire management (Article 4).
10. Unthinned stands of both species showed a greater propensity to generate active crown fires than those treated by heavy thinning. Conversely, in heavily thinned stands, passive crown fires may occur more frequently. These findings improve our knowledge of the consequences of thin-only treatments from the point of view of fire prevention and firefighting and potential impact of the fire, especially considering the climate change scenario expected for the region (Articles 3-4).

11. The potential severity (in terms of height and volume of crown scorched in the two species of pine, as well as mortality in *P. pinaster*) of the mid-term effects of a fire affecting the pine stands studied was scarcely altered by the thin-only treatment. In addition, the treatment only slightly improved protection of the soil against erosion, and the differences were not significant in practical terms (Article 4).
12. The study did not evaluate surface fuels in the first years after thinning. However, the data suggest that the situation was more unfavourable than in the mid-term in terms of surface fuel hazard reduction, which is an important aspect of the fire management of these stands. This point requires further investigation (Article 4).
13. Overall, the research findings showed that the thin-only treatment is not effective, in the mid-term, for reducing the intensity and effects of any possible fire affecting the treated area. As the main limitation is due to the unfavourable effect on surface fuels, reduction of this type of fuel is critical. Consequently, treatments such as prescribed burning, mastication and surface fuel removal for energy generation could greatly improve the effectiveness of thinning as a fire prevention treatment and are strongly recommended. We believe that transfer of these findings to managers of coniferous stands in the study area is highly desirable (Article 4).
14. The research findings also suggest the need to improve the current models for predicting surface forest fuel consumption in the flaming phase, because of the critical importance of this factor in correctly determining fireline intensity, the probability of crown fire initiation and other effects. They also highlight the need for a more complete evaluation of the specific effects of thin-only, not only on the fuel complex but also on microclimatic variables that affect fire behaviour (Articles 3-4).





## 6. Bibliografía

---





## 6 BIBLIOGRAFÍA

- Agee, J. K., y Skinner, C. N. (2005). Basic principles of forest fuel reduction treatments. *Forest Ecology and Management*, 211(1–2), 83–96. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.01.034>
- Ahmed, O. S., Franklin, S. E., Wulder, M. A., y White, J. C. (2015). Characterizing stand-level forest canopy cover and height using Landsat time series, samples of airborne LiDAR, and the Random Forest algorithm. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 101, 89–101. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.11.007>
- Alberdi Asensio, I., Condés Ruiz, S., Martínez Millán, J., Martínez de Toda, S., Sánchez Peña, G., Pérez Martín, F., Villanueva Aranguren, J. A., y Vallejo Bombín, R. (2010). Development of Spain's National Forest Inventory. In E. Tomppo, T. Gschwantner, M. Lawrence, y R. E. McRoberts (Eds.), *National Forest Inventories: Pathways for Common Reporting* (pp. 527–540). Springer Heidelberg Dordrecht London New York. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-3233-1>
- Alberdi, I., Vallejo, R., Álvarez-González, J. G., Condés, S., González-Ferreiro, E., Guerrero, S., Hernández, L., Martínez-Jauregui, M., Montes, F., Oliveira, N., Pasalodos-Tato, M., Robla, E., Ruiz-González, A. D., Sánchez-González, M., Sandoval, V., San Miguel, A., Sixto, H., y Cañellas, I. (2017). The multi-objective Spanish National Forest Inventory. *Forest Systems*, 26(2), 1–17. <https://doi.org/10.5424/fs/2017262-10577>
- Albini, F. A. (1976). *Estimating wildfire behavior and effects*. Gen. Tech. Rep. INT-30. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 92 p.
- Albini, F. A. (1984). Wildland Fires: Predicting the behavior of wildland fires—among nature's most potent forces—can save lives, money, and natural resources. *American Scientist*, 72(6), 590–597.
- Albini, F. A., y Baughman, R. G. (1979). *Estimating wind speeds for predicting wildland fire behavior*. Res. Pap. INT-RP-221. Ogden, UT: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 12 p.
- Alexander, M. E. (1988). Help with making crown fire hazard assessments. In W. C. Fischer y S. F. Arno (Eds.), *Protecting people and homes from wildfire in the Interior West: Proceedings of the symposium and workshop* (pp. 147–156). Gen. Tech. Rep. GTR-INT-251. Ogden, UT: USDA Forest Service, Intermountain Research Station. p 147-156.
- Alexander, M. E., y Cruz, M. G. (2011). Crown fire dynamics in conifer forests. In P. A. Werth, B. E. Potter, C. B. Clements, M. A. Finney, S. L. Goodrick, M. E. Alexander, M. G. Cruz, J. M. Forthofer, y S. S. Mcallister (Eds.), *Synthesis of knowledge of extreme fire behavior: Volume I for Fire Managers*. General Technical Report PNW-GTR-854, 107-143.
- Alexander, M. E., y Cruz, M. G. (2012a). Interdependencies between flame length and fireline intensity in predicting crown fire initiation and crown scorch height. *International Journal of Wildland Fire*, 95–113. <https://doi.org/10.1071/WF11001>
- Alexander, M. E., y Cruz, M. G. (2012b). Modelling the effects of surface and crown fire behavior on serotinous cone opening in jack pine and lodgepole pine forests. *Forestry Chronicle*, 709–721. <https://doi.org/10.1071/WF11153>
- Alexander, M. E., y Cruz, M. G. (2013a). Limitations on the accuracy of model predictions of wildland fire behaviour: A state-of-the-knowledge overview. *Forestry Chronicle*, 89(3), 370–381. <https://doi.org/10.5558/tfc2013-067>

- Alexander, M. E., y Cruz, M. (2013b). Assessing the effect of foliar moisture on the spread rate of crown fires. *International Journal of Wildland Fire*, 22(4), 415–427. <https://doi.org/10.1071/WF12008>
- Alexander, M. E., y Cruz, M. G. (2014). Tables for estimating canopy fuel characteristics from stand variables in four interior west conifer forest types. *Forest Science*, 60(4), 784–794. <https://doi.org/10.5849/forsci.13-506>
- Alexander, M. E., y Cruz, M. G. (2016). Crown Fire Dynamics in Conifer Forests. In P. A. Werth, B. E. Potter, M. E. Alexander, M. G. Cruz, C. B. Clements, M. A. Finney, J. M. Forthofer, S. L. Goodrick, C. Hoffman, W. M. Jolly, S. S. Mcallister, R. D. Ottmar, y R. A. Parsons (Eds.), *Synthesis of Knowledge of Extreme Fire Behavior: Volume 2 for Fire Behavior Specialists, Researchers, and Meteorologists*. General Technical Report PNW-GTR-891, 163-258.
- Alexander, M. E., y Cruz, M. G. (2019). Fireline Intensity. In S. L. Manzello (Ed.), *Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires*. (pp. 1–8). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8\\_52-1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8_52-1)
- Alexander, M. E., y Lanoville, R. A. (1989). *Predicting Fire Behavior in the black spruce-lichen woodland fuel type of western and northern Canada*. For. Can., North. For. Cent., Edmonton, Alberta, and Gov. Northwest Territ., Dep. Renewable Resour., Territ. For. Fir Cent., Fort Smith, Northwest Territories. Poster (with text).
- Alexander, M. E., Cruz, M. G., y Lopes, A. M. G. (2006). CFIS: A software tool for simulating crown fire initiation and spread. *Proceedings of 5th International Conference on Forest Fire Research*. 27-30 November 2006. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier B.V. 1-13.
- Alexander, M. E., Cruz, M. G., y Taylor, S. W. (2019). Crown Scorch Height. In S. L. Manzello (Ed.), *Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires* (Vol. 3, pp. 1–7). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8\\_72-1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8_72-1)
- Alexander, M. E., Stefner, C. N., Mason, J. A., Stocks, B. J., Hartley, G. R., Maffey, M. E., Wotton, B. M., Taylor, S. W., Lavoie, N., y Dalrymple, G. N. (2004). *Characterizing the jack pine-black spruce fuel complex of the International Crown Fire Modelling Experiment (ICFME)*. Information Report NOR-X-393. Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre, Edmonton, Alberta. 48 p.
- Alonso-Benito, A., Arroyo, L. A., Arbelo, M., y Hernández-Leal, P. (2016). Fusion of WorldView-2 and LiDAR data to map fuel types in the Canary Islands. *Remote Sensing*, 8(8). <https://doi.org/10.3390/rs8080669>
- Alonso-Rego, C., Ruiz-Gonzalez, A. D., y Arellano-Perez, S. (2018). Evaluación y cartografiado de la severidad de los GIF ocurridos en el D.XIV (Verín-Viana) entre 2006-2016. *Cuadernos de La SECF*, 44(2), 169–182. <https://doi.org/10.31167/csefv5i44.17547>
- Andela, N., Morton, D. C., Giglio, L., Paugam, R., Chen, Y., Hantson, S., van der Werf, G. R., y Randerson, J. T. (2019). The Global Fire Atlas of individual fire size, duration, speed, and direction. *Earth System Science Data Discussions*, 1–28. <https://doi.org/10.5194/essd-2018-89>
- Andersen, H. E., McGaughey, R. J., y Reutebuch, S. E. (2005). Estimating forest canopy fuel parameters using LIDAR data. *Remote Sensing of Environment*, 94(4), 441–449. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.10.013>
- Anderson, H. E. (1969). *Heat transfer and fire spread*. Res. Pap. INT-RP-69. Ogden, Utah: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 20 p.
- Anderson, H. E. (1982). *Aids to determining fuel models for estimating fire behavior*. Gen. Tech. Rep. INT-122. Ogden, Utah: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, 22 p. <https://doi.org/10.2737/INT-GTR-122>

- Andrews, P. L. (2012). *Modeling wind adjustment factor and midflame wind speed for Rothermel's surface fire spread model*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-266. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 39 p.
- Andrews, P. L., Bevins, C. D., y Seli, R. C. (2008). *BehavePlus fire modeling system, version 4.0: User's Guide Revised*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-106 Revised. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 123 p.
- Arca, B., Pellizzaro, G., Duce, P., Salis, M., Bacciu, V., Spano, D., Ager, A., Finney, M. A., y Scoccimarro, E. (2012). Potential changes in fire probability and severity under climate change scenarios in Mediterranean areas. In D. Spano, V. Bacciu, M. Salis, & C. Sirca (Eds.), *Modelling fire behaviour and risk*. Nuova Stampa Color, Muros, pp 92–98.
- Arellano, S., Vega, J. A., Rodríguez y Silva, F., Fernández, C., Vega-Nieva, D., Álvarez-González, J. G., y Ruiz-González, A. D. (2017b). Validación de los índices de teledetección dNBR y RdNBR para determinar la severidad del fuego en el incendio forestal de Oia-O Rosal (Pontevedra) en 2013. *Revista de La Asociación Española de Teledetección*, 49, 49–61. <https://doi.org/10.4995/raet.2017.7137>
- Arellano, S., Vega, J. A., Ruíz, A. D., Arellano, A., Álvarez, J. G., Vega, D., y Pérez, E. (2017a). *Foto-guía de combustibles forestales de Galicia y comportamiento del fuego asociado*. Andavira Editora S. L.
- Arellano-Pérez, S. (2008). *Índices meteorológicos de peligro de incendios forestales en galicia: evidencias de cambio climático y su relación con la frecuencia de fuegos y superficie afectada*. BSc Thesis. Universidad de Vigo, Pontevedra, España.
- Arellano-Pérez, S. (2011). *Modelos de combustibles forestales de Galicia*. MSc Thesis. Universidad de Santiago de Compostela, Lugo, España.
- Arellano-Pérez, S., Álvarez-González, J. G., Vega Hidalgo, J. A., y Ruiz González, A. D. (2017). Modelos de estimación de la distribución vertical de combustibles finos de copa en masas de pinar a partir de datos del IV Inventario Forestal Nacional. *VII Congreso Forestal Español: "Gestión Del Monte: Servicios Ambientales y Bioeconomía."* Plasencia, Cáceres (España), 26-30/06/2017, 10 p. (7CFE01-370).
- Arellano-Pérez, S., Castedo-Dorado, F., Álvarez-González, J. G., Alonso-Rego, C., Vega, J. A., y Ruiz-González, A. D. (2020). Mid-term effects of a thin-only treatment on fuel complex, potential fire behaviour and severity and post-fire soil erosion protection in fast-growing pine plantations. *Forest Ecology and Management*, 460(117895), 1–19. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117895>
- Arellano-Pérez, S., Castedo-Dorado, F., López-Sánchez, C. A., González-Ferreiro, E., Yang, Z., Díaz-Varela, R. A., Álvarez-González, J. G., Vega, J. A., y Ruiz-González, A. D. (2018). Potential of Sentinel-2A data to model surface and canopy fuel characteristics in relation to crown fire hazard. *Remote Sensing*, 10(1645), 1–23. <https://doi.org/10.3390/rs10101645>
- Arias-Rodil, M., Diéguez-Aranda, U., Álvarez-González, J. G., Pérez-Cruzado, C., Castedo-Dorado, F., y González-Ferreiro, E. (2018). Modeling diameter distributions in radiata pine plantations in Spain with existing countrywide LiDAR data. *Annals of Forest Science*, 75(36), 1–12. <https://doi.org/10.1007/s13595-018-0712-z>
- Arroyo, L. A., Pascual, C., y Manzanera, J. A. (2008). Fire models and methods to map fuel types: The role of remote sensing. *Forest Ecology and Management*, 256(6), 1239–1252. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.06.048>
- Astola, H., Häme, T., Sirro, L., Molinier, M., y Kilpi, J. (2019). Comparison of Sentinel-2 and Landsat 8 imagery for forest variable prediction in boreal region. *Remote Sensing of Environment*, 223, 257–273. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.01.019>



- Balboa-Murias, M. Á., Rodríguez-Soalleiro, R., Merino, A., y Álvarez-González, J. G. (2006). Temporal variations and distribution of carbon stocks in aboveground biomass of radiata pine and maritime pine pure stands under different silvicultural alternatives. *Forest Ecology and Management*, 237(1–3), 29–38. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.024>
- Banerjee, T. (2020). Impacts of forest thinning on wildland fire behavior. *Forests*, 11, 918. <https://doi.org/10.3390/F11090918>
- Barakat, A., Khellouk, R., El Jazouli, A., Touhami, F., y Nadem, S. (2018). Monitoring of forest cover dynamics in eastern area of Béni-Mellal Province using ASTER and Sentinel-2A multispectral data. *Geology, Ecology, and Landscapes*, 2(3), 203–215. <https://doi.org/10.1080/24749508.2018.1452478>
- Barreiro-Fernández, L., Buján, S., Miranda, D., Diéguez-Aranda, U., y González-Ferreiro, E. (2016). Accuracy assessment of LiDAR-derived digital elevation models in a rural landscape with complex terrain. *Journal of Applied Remote Sensing*, 10(1), 17. <https://doi.org/10.1117/1.jrs.10.016014>
- Barros, A. M. G., y Pereira, J. M. C. (2014). Wildfire selectivity for land cover type: Does size matter? *PLoS ONE*, 9(1), 1–10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0084760>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. M., y Walker, S. C. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Bedia, J., Herrera, S., Camia, A., Moreno, J. M., y Gutiérrez, J. M. (2014). Forest fire danger projections in the Mediterranean using ENSEMBLES regional climate change scenarios. *Climatic Change*, 122, 185–199. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-1005-z>
- Bessie, W. C., y Johnson, E. A. (1995). The relative importance of fuels and weather on fire behavior in subalpine forests. *Ecology*, 76(3), 747–762. <https://doi.org/10.2307/1939341>
- Blázquez-Casado, Á., Calama, R., Valbuena, M., Vergarechea, M., y Rodríguez, F. (2019). Combining low-density LiDAR and satellite images to discriminate species in mixed Mediterranean forest. *Annals of Forest Science*, 76(2), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0835-x>
- Blázquez-Casado, Á., González-Olabarria, J. R., Martín-Alcón, S., Just, A., Cabré, M., y Coll, L. (2015). Assessing Post-Storm Forest Dynamics in the Pyrenees Using High-Resolution LIDAR Data and Aerial Photographs. *Journal of Mountain Science*, 12(2), 841–853. <https://doi.org/10.1007/s1162-014-3327-3>
- Bolyn, C., Michez, A., Gaucher, P., Lejeune, P., y Bonnet, S. (2018). Forest mapping and species composition using supervised per pixel classification of sentinel-2 imagery. *Biotechnology, Agronomy and Society and Environment*, 22(3), 172–187. <https://doi.org/10.25518/1780-4507.16524>
- Bongers, F. (2001). Methods to assess tropical rain forest canopy structure: An overview. *Plant Ecology*, 153(1–2), 263–277. <https://doi.org/10.1023/A:1017555605618>
- Botequim, B., Fernandes, P. M., Borges, J. G., González-Ferreiro, E., y Guerra-Hernández, J. (2019). Improving silvicultural practices for Mediterranean forests through fire behaviour modelling using LiDAR-derived canopy fuel characteristics. *International Journal of Wildland Fire*, 28(11) 823–839. <https://doi.org/10.1071/WF19001>
- Botequim, B., Zubizarreta-Gerendiain, A., Garcia-Gonzalo, J., Silva, A., Marques, S., Fernandes, P. M., Pereira, J. M. C., y Tomé, M. (2014). A model of shrub biomass accumulation as a tool to support management of portuguese forests. *IForest - Biogeosciences and Forestry*, 8, 114–125. <https://doi.org/10.3832/ifor0931-008>
- Brandis, K., y Jacobson, C. (2003). Estimation of vegetative fuel loads using Landsat TM imagery in New South Wales, Australia. *International Journal of Wildland Fire*, 12(2), 185–194. <https://doi.org/10.1071/WF03032>

- Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine Learning*, 45(1), 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Bright, B. C., Hudak, A. T., Meddens, A. J. H., Hawbaker, T. J., Briggs, J. S., y Kennedy, R. E. (2017). Prediction of forest canopy and surface fuels from lidar and satellite time series data in a bark beetle-affected forest. *Forests*, 8(9), 1–22. <https://doi.org/10.3390/f8090322>
- Briones-Herrera, C. I., Vega-Nieva, D. J., Monjarás-Vega, N. A., Briseño-Reyes, J., López-Serrano, P. M., Corral-Rivas, J. J., Alvarado-celestino, E., Arellano-Pérez, S., Álvarez-González, J. G., Ruiz-González, A. D., Jolly, W. M., y Parks, S. A. (2020). Near Real-Time Automated Early Mapping of the Perimeter of Large Forest Fires from the Aggregation of VIIRS and MODIS Active Fires in Mexico. *Remote Sensing*, 12(2061), 1–19. <https://doi.org/10.3390/rs12122061>
- Brown, A. A., y Davis, K. P. (1973). *Forest Fire Control and Use*. 2nd. New York, NY: McGraw-Hill. 686 pp.
- Brown, J. K. (1974). *Handbook for inventorying downed woody material*. Gen. Tech. Rep. INT-16. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 24 p.
- Brown, J. K. (1978). *Weight and density of crowns of Rocky Mountain conifers*. Res. Pap. INT-RP-197. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 56 p.
- Brown, J. K., y Bradshaw, L. S. (1994). Comparisons of particulate emissions and smoke impacts from presettlement, full suppression, and prescribed natural fire periods in the selway-bitterroot wilderness. *International Journal of Wildland Fire*, 4(3), 143–145. <https://doi.org/10.1071/WF9940143>
- Brown, J. K., Marsden, M. A., Ryan, K. C., y Reinhardt, E. D. (1985). *Predicting Duff and Woody Fuel Consumed by Prescribed Fire in the Northern Rocky Mountains*. Res. Pap. INT-337. Ogden, UT: US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 23 p.
- Brown, J. K., Oberheu, R. D., y Johnston, C. M. (1982). *Handbook for inventorying surface fuels as biomass in the Interior West*. Gen. Tech. Rep. INT-129. Ogden, Utah: US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 48 p. <https://doi.org/10.2737/INT-GTR-129>
- Burgan, R. E., y Rothermel, R. C. (1984). *BEHAVE: fire behavior prediction and fuel modeling system--FUEL subsystem*. General Technical Report INT-167. Ogden, UT: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 126 p. <https://doi.org/10.2737/INT-GTR-167>
- Burrows, N. D. (2001). Flame residence times and rates of weight loss of eucalypt forest fuel particles. *International Journal of Wildland Fire*, 10(2), 137–143. <https://doi.org/10.1071/WF01005>
- Burrows, N. D., Smith, R. H., y Robinson, A. D. (1988). *Prescribed burning slash fuels in Pinus radiata plantations in Western Australia*. Tecnical Report No. 20. Western Australia Department of Conservation and Land Management. 12 p.
- Burrows, N., Ward, B., y Robinson, A. (1988). Aspects of Fire Behaviour and Fire Suppression in a *Pinus pinaster* Plantation. *Department of Conservation y Land Management of Western Australia, Landnote 2/88, Perth 4 P*.
- Burrows, N. D., Woods, Y. C., Ward, B. G., y Robinson, A. D. (1989). Prescribing low intensity fire to kill wildings in *Pinus radiata* plantations in Western Australia. *Australian Forestry*, 52(1), 45–52. <https://doi.org/10.1080/00049158.1989.10674535>

- Busing, R., Rimar, K., Stolte, K. W., Stohlgren, T. J., y Waddell, K. (1999). *Forest health monitoring vegetation pilot field methods guide: vegetation diversity and structure, down woody debris fuel loading*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, National Forest Health Monitoring Program. (Research Triangle Park, NC). 266 p.
- Butler, B. W., Cohen, J., Latham, D. J., Schuette, R. D., Sopko, P., Shannon, K. S., Jimenez, D., y Bradshaw, L. S. (2004). Measurements of radiant emissive power and temperatures in crown fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(8), 1577–1587. <https://doi.org/10.1139/x04-060>
- Byram, G. M. (1959). Combustion of Forest Fuels. In K. P. Davis (Ed.), *Forest fire: control and use* (Vol. 42, Issue 3, pp. 61–89). New York, NY: McGraw-Hill. <https://doi.org/10.2307/1932261>
- Byram, G. M., y Nelson, R. M. (1952). *Lethal temperatures and fire injury*. Res. Note No. 1. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station. 2 p.
- Cahoon, D. R., Stocks, B. J., Alexander, M. E., Baum, B. A., y Goldammer, J. G. (2000). Wildland Fire Detection from Space: Theory and Application. In J. L. Innes, M. Beniston, y M. M. Verstraete (Eds.), *Biomass Burning and Its Inter-Relationships with the Climate System* (pp. 151–169). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. [https://doi.org/10.1007/0-306-47959-1\\_9](https://doi.org/10.1007/0-306-47959-1_9)
- Call, P. T., y Albini, F. A. (1997). Aerial and surface fuel consumption in crown fires. *International Journal of Wildland Fire*, 7(3), 259–264. <https://doi.org/10.1071/WF9970259>
- Calviño-Cancela, M., Chas-Amil, M. L., y Touza, J. (2014). Assessment of fire risk in relation to land cover in WUI areas. In D. X. Viegas (Ed.), *Advances in forest fire research* (pp. 657–664). Imprensa da Universidade de Coimbra. [https://doi.org/10.14195/978-989-26-0884-6\\_74](https://doi.org/10.14195/978-989-26-0884-6_74)
- Calviño-Cancela, M., Chas-Amil, M. L., García-Martínez, E. D., y Touza, J. (2016). Wildfire risk associated with different vegetation types within and outside wildland-urban interfaces. *Forest Ecology and Management*, 372, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.04.002>
- Calviño-Cancela, M., Chas-Amil, M. L., García-Martínez, E. D., y Touza, J. (2017). Interacting effects of topography, vegetation, human activities and wildland-urban interfaces on wildfire ignition risk. *Forest Ecology and Management*, 397, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.04.033>
- Cañellas, I., Martínez García, F., y Montero, G. (2000). Silviculture and dynamics of *Pinus sylvestris* L. stands in Spain. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales*, 9(1), 233–254. <https://doi.org/10.5424/686>
- Cardil, A., Mola-Yudego, B., Blázquez-Casado, Á., y González-Olabarria, J. R. (2019). Fire and burn severity assessment: Calibration of Relative Differenced Normalized Burn Ratio (RdNBR) with field data. *Journal of Environmental Management*, 235, 342–349. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.077>
- Carmo, M., Moreira, F., Casimiro, P., y Vaz, P. (2011). Land use and topography influences on wildfire occurrence in northern Portugal. *Landscape and Urban Planning*, 100(1–2), 169–176. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.11.017>
- Castedo-Dorado, F., Gómez-Vázquez, I., Fernandes, P. M., y Crecente-Campo, F. (2012). Shrub fuel characteristics estimated from overstory variables in NW Spain pine stands. *Forest Ecology and Management*, 275, 130–141. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.03.002>
- Castillo, J. A. A., Apan, A. A., Maraseni, T. N., y Salmo, S. G. (2017). Estimation and mapping of above-ground biomass of mangrove forests and their replacement land uses in the Philippines using Sentinel imagery. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 134, 70–85. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.10.016>
- Castro, A., Molina, F., Rojo, A., y Sánchez, F. (2000). *Manual de selvicultura del Pino Radiata en Galicia*. Proyecto Agrobyte. Santiago de Compostela, España. <http://www.agrobyte.com/publicaciones/pinoradiata/indice.html>

- Catchpole, W. R., y Wheeler, C. J. (1992). Estimating plant biomass: A review of techniques. *Australian Journal of Ecology*, 17(2), 121–131. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1992.tb00790.x>
- Catry, F. X., Rego, F., Moreira, F., Fernandes, P. M., y Pausas, J. G. (2010). Post-fire tree mortality in mixed forests of central Portugal. *Forest Ecology and Management*, 260(7), 1184–1192. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.010>
- Cerdà, A., y Doerr, S. H. (2008). The effect of ash and needle cover on surface runoff and erosion in the immediate post-fire period. *Catena*, 74(3), 256–263. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.03.010>
- Chafer, C. J., Noonan, M., y Macnaught, E. (2004). The post-fire measurement of fire severity and intensity in the Christmas 2001 Sydney wildfires. *International Journal of Wildland Fire*, 13(2), 227–240. <https://doi.org/10.1071/WF03041>
- Chandler, C., Cheney, P., Thomas, P., Trabaud, L., y Williams, D. (1983). *Fire in Forestry. Volume 1. Forest Fire Behavior and Effects*. New York, USA: John Wiley & Sons, Inc.
- Chas-Amil, M. L. (2007). Forest fires in Galicia (Spain): Threats and challenges for the future. *Journal of Forest Economics*, 13, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.jfe.2007.02.001>
- Chas-Amil, M. L., García-Martínez, E., y Touza, J. (2020). Iberian Peninsula October 2017 wildfires: Burned area and population exposure in Galicia (NW of Spain). *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 48, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2020.101623>
- Chas-Amil, M. L., Prestemon, J. P., McClean, C. J., y Touza, J. (2015). Human-ignited wildfire patterns and responses to policy shifts. *Applied Geography*, 56, 164–176. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.11.025>
- Chen, Q., Baldocchi, D., Gong, P., y Kelly, M. (2006). Isolating individual trees in a savanna woodland using small footprint lidar data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 72(8), 923–932. <https://doi.org/10.14358/PERS.72.8.923>
- Chen, G., Hay, G. J., y St-Onge, B. (2012). A GEOBIA framework to estimate forest parameters from lidar transects, Quickbird imagery and machine learning: A case study in Quebec, Canada. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 15(1), 28–37. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2011.05.010>
- Chen, J., Yang, C., Wu, S.-T., y Chen, C.-T. (2007). Leaf chlorophyll content and surface spectral reflectance of tree species along a terrain gradient in Taiwan's Kenting National. *Botanical Studies*, 48, 71–77.
- Cheney, P., y Sullivan, A. (2008). *Grassfires: Fuel, Weather and Fire Behaviour. 2nd edn*. Melbourne, AUS: Csiro Publishing.
- Chrysafis, I., Mallinis, G., Siachalou, S., y Patias, P. (2017). Assessing the relationships between growing stock volume and sentinel-2 imagery in a mediterranean forest ecosystem. *Remote Sensing Letters*, 8(6), 508–517. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2017.1295479>
- Chuvieco, E., Riaño, D., Aguado, I., y Cocero, D. (2002). Estimation of fuel moisture content from multitemporal analysis of Landsat Thematic Mapper reflectance data: Applications in fire danger assessment. *International Journal of Remote Sensing*, 23(11), 2145–2162. <https://doi.org/10.1080/01431160110069818>
- Chuvieco, E., Riaño, D., Danson, F. M., y Martin, P. (2006). Use of a radiative transfer model to simulate the postfire spectral response to burn severity. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 111(G4), 1–15. <https://doi.org/10.1029/2005JG000143>
- Clark, K. L., Skowronski, N., Gallagher, M., Carlo, N., y Farrell, M. (2010). *Assessment of Canopy Fuel Loading Across a Heterogeneous Landscape Using LiDAR* (Vol. 21). JFSP Research Project Reports. <http://digitalcommons.unl.edu/jfस्पresearchhttp://digitalcommons.unl.edu/jfस्पresearch/21>



- Cohen, W. B., y Spies, T. A. (1992). Estimating structural attributes of Douglas-fir/western hemlock forest stands from landsat and SPOT imagery. *Remote Sensing of Environment*, 41(1), 1–17. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(92\)90056-P](https://doi.org/10.1016/0034-4257(92)90056-P)
- Colin, P.-Y., Jappiot, M., y Mariel, A. (2001). *Protection des forêts contre l'incendie: fiches techniques pour les pays du bassin méditerranéen*. Vol. 36 FAO conservation guide. Food and Agriculture Organization. 149 p.
- Coops, N. C., Hilker, T., Wulder, M. A., St-Onge, B., Newnham, G., Siggins, A., y Trofymow, J. A. (2007). Estimating canopy structure of Douglas-fir forest stands from discrete-return LiDAR. *Trees*, 21, 295–310. <https://doi.org/10.1007/s00468-006-0119-6>
- Coops, N. C., Wulder, M. A., Culvenor, D. S., y St-Onge, B. (2004). Comparison of forest attributes extracted from fine spatial resolution multispectral and lidar data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 30(6), 855–866. <https://doi.org/10.5589/m04-045>
- Cram, D. S., Baker, T. T., y Boren, J. C. (2006). *Wildland Fire Effects in Silviculturally Treated vs. Untreated Stands of New Mexico and Arizona*. Res. Pap. RMRS-RP-55. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 28 p.
- Crecente-Campo, F., Álvarez-González, J. G., Castedo-Dorado, F., Gómez-García, E., y Diéguez-Aranda, U. (2013). Development of crown profile models for *Pinus pinaster* Ait. and *Pinus sylvestris* L. in northwestern Spain. *Forestry*, 86(4), 481–491. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpt019>
- Crecente-Campo, F., Marshall, P., LeMay, V., y Diéguez-Aranda, U. (2009a). A crown profile model for *Pinus radiata* D. Don in northwestern Spain. *Forest Ecology and Management*, 257(12), 2370–2379. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.03.038>
- Crecente-Campo, F., Pommerening, A., y Rodríguez-Soalleiro, R. (2009b). Impacts of thinning on structure, growth and risk of crown fire in a *Pinus sylvestris* L. plantation in northern Spain. *Forest Ecology and Management*, 257(9), 1945–1954. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.02.009>
- Cruz, M. G., y Alexander, M. E. (2010). Assessing crown fire potential in coniferous forests of western North America: A critique of current approaches and recent simulation studies. *International Journal of Wildland Fire*, 19(4), 377–398. <https://doi.org/10.1071/WF08132>
- Cruz, M. G., y Alexander, M. E. (2013). Uncertainty associated with model predictions of surface and crown fire rates of spread. *Environmental Modelling and Software*, 47, 16–28. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.04.004>
- Cruz, M. G., y Alexander, M. E. (2014). Canopy-fuel characteristics of conifer forests. *Fire Management Today*, 73(4), 12–16.
- Cruz, M. G., y Alexander, M. E. (2017). Modelling the rate of fire spread and uncertainty associated with the onset and propagation of crown fires in conifer forest stands. *International Journal of Wildland Fire*, 26(5), 413–426. <https://doi.org/10.1071/WF16218>
- Cruz, M. G., y Fernandes, P. M. (2008). Development of fuel models for fire behaviour prediction in maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) stands. *International Journal of Wildland Fire*, 17(2), 194–204. <https://doi.org/10.1071/WF07009>
- Cruz, M. G., Alexander, M. E., y Dam, J. E. (2014). Characteristics to Evaluate Fuel Treatment. *Forest Science*, 60(2), 1–5. <https://doi.org/10.5849/forsci.13-719>
- Cruz, M. G., Alexander, M. E., y Fernandes, P. M. (2008). Development of a model system to predict wildfire behaviour in pine plantations. *Australian Forestry*, 71(2), 113–121. <https://doi.org/10.1080/00049158.2008.10676278>

- Cruz, M. G., Alexander, M. E., y Plucinski, M. P. (2017). The effect of silvicultural treatments on fire behaviour potential in radiata pine plantations of South Australia. *Forest Ecology and Management*, 397, 27–38. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.04.028>
- Cruz, M. G., Alexander, M. E., y Wakimoto, R. H. (2003). Assessing canopy fuel stratum characteristics in crown fire prone fuel types of western North America. *International Journal of Wildland Fire*, 12(1), 39–50. <https://doi.org/10.1071/WF02024>
- Cruz, M. G., Alexander, M. E., y Wakimoto, R. H. (2004). Modeling the likelihood of crown fire occurrence in conifer forest stands. *Forest Science*, 50(5), 640–658. <https://doi.org/10.1093/forestscience/50.5.640>
- Cruz, M. G., Alexander, M. E., y Wakimoto, R. H. (2005). Development and testing of models for predicting crown fire rate of spread in conifer forest stands. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(7), 1626–1639. <https://doi.org/10.1139/x05-085>
- Cruz, M. G., Butler, B. W., Alexander, M. E., Forthofer, J. M., y Wakimoto, R. H. (2006a). Predicting the ignition of crown fuels above a spreading surface fire. Part I: model idealization. *International Journal of Wildland Fire*, 15, 47–60. <https://doi.org/10.1071/WF04061>
- Cruz, M. G., Butler, B. W., y Alexander, M. E. (2006b). Predicting the ignition of crown fuels above a spreading surface fire. Part II: model evaluation. *International Journal of Wildland Fire*, 15(1), 61. <https://doi.org/10.1071/wf05045>
- Cruz, M. G., Gould, J. S., Alexander, M. E., Sullivan, A. L., McCaw, W. L., y Matthews, S. (2015). *A guide to rate of fire spread models for Australian vegetation*. Australasian Fire and Emergency Service Authorities Council Limited and Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation.
- Cruz, M., de Mar, P., y Adshead, D. (2011). *Radiata pine plantation fuel and fire behaviour guide*. Sydney, NSW, Australia. GHD, CSIRO. 23 p.
- De Cáceres, M., Casals, P., Gabriel, E., y Castro, X. (2019). Scaling-up individual-level allometric equations to predict stand-level fuel loading in Mediterranean shrublands. *Annals of Forest Science*, 76(87). <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0873-4>
- De La Cueva, A. V., Del Barrio, J. M. G., Quero, M. O., y Palomares, O. S. (2006). Recent fire regime in peninsular Spain in relation to forest potential productivity and population density. *International Journal of Wildland Fire*, 15(3), 397–405. <https://doi.org/10.1071/WF05071>
- Dean, T. J., Cao, Q. V, Roberts, S. D., y Evans, D. L. (2009). Measuring heights to crown base and crown median with LiDAR in a mature, even-aged loblolly pine stand. *Forest Ecology and Management*, 257, 126–133. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.08.024>
- DeBano, L.F., D.G. Neary, y P.F. Ffolliott. 1998. *Fire effects on ecosystems*. New York, US: Wiley & Son.
- Dennison, P. E., Roberts, D. A., Peterson, S. H., y Rechel, J. (2005). Use of Normalized Difference Water Index for monitoring live fuel moisture. *International Journal of Remote Sensing*, 26(5), 1035–1042. <https://doi.org/10.1080/0143116042000273998>
- Despain, D. G., Clark, D. L., y Reardon, J. J. (1996). Simulation of crown fire effects on canopy seed bank in lodgepole pine. *International Journal of Wildland Fire*, 6(1), 45–49. <https://doi.org/10.1071/WF9960045>
- Dickinson, M. B., y Johnson, E. A. (2001). Fire Effects on Trees. In E. A. Johnson y K. Miyanishi (Eds.), *Forest Fires: Behavior and Ecological Effects* (pp. 477–525). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/b978-012386660-8/50016-7>
- Dickinson, Y. L., y Zenner, E. K. (2010). Allometric equations for the aboveground biomass of selected common eastern hardwood understory species. *Northern Journal of Applied Forestry*, 27(4), 160–165. <https://doi.org/10.1093/njaf/27.4.160>



- Diéguez-Aranda, U., Rojo Alboreca, A., Castedo-Dorado, F., Álvarez González, J. G., Barrio-Anta, M., Crecente-Campo, F., González González, J. M., Pérez-Cruzado, C., Roque Rodríguez, S., López-Sánchez, C. A., Balboa-Murias, M. Á., Gorgoso Varela, J. J., y Sánchez Rodríguez, F. (2009). *Herramientas selvícolas para la gestión forestal sostenible en Galicia*. Dirección Xeral de Montes, Consellería do Medio Rural, Xunta de Galicia.
- Domingo, D., Alonso, R., Lamelas, M. T., Montealegre, A. L., Rodríguez, F., y de la Riva, J. (2019). Temporal transferability of pine forest attributes modeling using low-density airborne laser scanning data. *Remote Sensing*, 11(3), 261. <https://doi.org/10.3390/rs11030261>
- Domingo, D., Lamelas, M. T., Montealegre, A. L., García-Martín, A., y de la Riva, J. (2018). Estimation of total biomass in Aleppo pine forest stands applying parametric and nonparametric methods to low-density airborne laser scanning data. *Forests*, 9(4). <https://doi.org/10.3390/f9040158>
- Domingo, D., Lamelas-Gracia, M. T., Montealegre-Gracia, A. L., y de la Riva-Fernández, J. (2017). Comparison of regression models to estimate biomass losses and CO<sub>2</sub> emissions using low-density airborne laser scanning data in a burnt Aleppo pine forest. *European Journal of Remote Sensing*, 50(1), 384–396. <https://doi.org/10.1080/22797254.2017.1336067>
- Drake, J. B., Dubayah, R. O., Clark, D. B., Knox, R. G., Blair, J. B., Hofton, M. A., Chazdon, R. L., Weishampel, J. F., y Prince, S. (2002). Estimation of tropical forest structural characteristics, using large-footprint lidar. *Remote Sensing of Environment*, 79, 305–319. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00281-4](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00281-4)
- Drusch, M., Del Bello, U., Carlier, S., Colin, O., Fernandez, V., Gascon, F., Hoersch, B., Isola, C., Laberinti, P., Martimort, P., Meygret, A., Spoto, F., Sy, O., Marchese, F., y Bargellini, P. (2012). Sentinel-2: ESA's Optical High-Resolution Mission for GMES Operational Services. *Remote Sensing of Environment*, 120, 25–36. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.11.026>
- Dubayah, R. O., y Drake, J. B. (2000). Lidar Remote Sensing for Forestry. *Journal of Forestry*, 98(6), 44–46. <https://doi.org/10.1093/JOF/98.6.44>
- Duguy, B., Godoy, J., y Fuentes, L. (2015). Developing allometric volume-biomass equations to support fuel characterization in North-Eastern Spain. *Ecologia Mediterranea*, 41(2), 15–24.
- Dupuy, J.-L., Fargeon, H., Martin-StPaul, N. K., Pimont, F., Ruffault, J., Guijarro, M., Hernando, C., Madrigal, J., y Fernandes, P. (2020). Climate change impact on future wildfire danger and activity in southern Europe: a review. *Annals of Forest Science*, 77(35), 1–49. <https://doi.org/10.1007/s13595-020-00933-5>
- Duveneck, M., y Patterson III, W. (2007). Characterizing Canopy Fuels to Predict Fire Behavior in Pitch Pine Stands. *Northern Journal of Applied Forestry*, 24(1), 65–70. <https://doi.org/10.1093/njaf/24.1.65>
- Elzein, T. M., Blarquez, O., Gauthier, O., y Carcaillet, C. (2011). Allometric equations for biomass assessment of subalpine dwarf shrubs. *Alpine Botany*, 121(2), 129–134. <https://doi.org/10.1007/s00035-011-0095-3>
- Engelstad, P. S., Falkowski, M., Wolter, P., Poznanovic, A., y Johnson, P. (2019). Estimating Canopy Fuel Attributes from Low-Density LiDAR. *Fire*, 2(3), 38. <https://doi.org/10.3390/fire2030038>
- Erdody, T. L., y Moskal, L. M. (2010). Fusion of LiDAR and imagery for estimating forest canopy fuels. *Remote Sensing of Environment*, 114(4), 725–737. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.11.002>
- ESA. (2012). *ESA's Optical High-Resolution Mission for GMES Operational Services*. ESA SP-1322/2 March 2012, ESA Communications, ESTEC, PO Box 299, 2200 AG Noordwijk, The Netherlands. [https://sentinel.esa.int/documents/247904/349490/S2\\_SP-1322\\_2.pdf](https://sentinel.esa.int/documents/247904/349490/S2_SP-1322_2.pdf)
- Estornell, J., Ruiz, L. A., Velázquez-Martí, B., y Fernández-Sarría, A. (2011b). Estimation of shrub biomass by airborne LiDAR data in small forest stands. *Forest Ecology and Management*, 262(9), 1697–1703. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.07.026>

- Estornell, J., Ruiz, L. A., Velázquez-Martí, B., y Hermosilla, T. (2011a). Analysis of the factors affecting lidar dtm accuracy in a steep shrub area. *International Journal of Digital Earth*, 4(6), 521–538. <https://doi.org/10.1080/17538947.2010.533201>
- Estornell, J., Ruiz, L. A., Velázquez-Martí, B., y Hermosilla, T. (2012). Estimation of biomass and volume of shrub vegetation using LiDAR and spectral data in a Mediterranean environment. *Biomass and Bioenergy*, 46, 710–721. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.06.023>
- Ex, S. A., Smith, F. W., Keyser, T. L., y Rebain, S. A. (2016). Estimating Canopy Bulk Density and Canopy Base Height for Interior Western US Conifer Stands. *Forest Science*, 62(6), 690–697. <https://doi.org/10.5849/forsci.15-118>
- Ex, S., Smith, F. W., y Keyser, T. L. (2015). Characterizing crown fuel distribution for conifers in the interior western United States. *Canadian Journal of Forest Research*, 45(7), 950–957. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0503>
- Falkowski, M. J., Gessler, P. E., Morgan, P., Hudak, A. T., y Smith, A. M. S. (2005). Characterizing and mapping forest fire fuels using ASTER imagery and gradient modeling. *Forest Ecology and Management*, 217(2–3), 129–146. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.06.013>
- Fernandes, P. M. (2009a). Combining forest structure data and fuel modelling to classify fire hazard in Portugal. *Annals of Forest Science*, 66(4), 1–9. <https://doi.org/10.1051/forest/2009013>
- Fernandes, P. M. (2009b). Examining fuel treatment longevity through experimental and simulated surface fire behaviour: a maritime pine case study. *Canadian Journal of Forest Research*, 39(12), 2529–2535. <https://doi.org/10.1139/x09-145>
- Fernandes, P. M. (2014). Upscaling the estimation of surface-fire rate of spread in maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) forest. *IForest*, 7(2), 123–125. <https://doi.org/10.3832/ifor0992-007>
- Fernandes, P., y Guiomar, N. (2017). Os incêndios como causa de desarborização em Portugal. *Agrotec*, 28–32.
- Fernandes, P. M., y Loureiro, C. (2013). Fine fuels consumption and CO<sub>2</sub> emissions from surface fire experiments in maritime pine stands in northern Portugal. *Forest Ecology and Management*, 291, 344–356. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.037>
- Fernandes, P. M., y Rego, F. C. (1998). Equations for fuel loading estimation in shrub communities dominated by *Chamaespartium tridentatum* and *Erica Umbellata*. In D. X. Viegas (Ed.), *III International Conference on Forest Fire Research: 14th Conference on Fire and Forest Meteorology* (pp. 2253–2564). Millpress, Rotterdam, Holland.
- Fernandes, P. M., y Rigolot, E. (2007). The fire ecology and management of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Forest Ecology and Management*, 241(1–3), 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.010>
- Fernandes, P. M., Barros, A. M. G., Pinto, A., y Santos, J. A. (2016). Characteristics and controls of extremely large wildfires in the western Mediterranean Basin. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 121(8), 2141–2157. <https://doi.org/10.1002/2016JG003389>
- Fernandes, P., Botelho, H., y Loureiro, C. (2000). *Modelling the links between environmental conditions, fire behaviour and fire effects important for prescribed burning operational purposes*. Fire Torch Project No. ENV4-CT98-0715, Deliverable F1.
- Fernandes, P. M., Botelho, H. S., Rego, F. C., y Loureiro, C. (2009). Empirical modelling of surface fire behaviour in maritime pine stands. *International Journal of Wildland Fire*, 18(6), 698–710. <https://doi.org/10.1071/WF08023>
- Fernandes, P., Loureiro, C., Botelho, H., Ferreira, A., y Fernandes, M. (2002). Avaliação indirecta da carga de combustível em pinhal bravo. *Silva Lusitana*, 10(1), 73–90.

- Fernandes, P. A. M., Loureiro, C. A., y Botelho, H. S. (2004). Fire behaviour and severity in a maritime pine stand under differing fuel conditions. *Annals of Forest Science*, 61, 537–544. <https://doi.org/10.1051/forest:2004048>
- Fernandes, P. M., Vega, J. A., Jiménez, E., y Rigolot, E. (2008). Fire resistance of European pines. *Forest Ecology and Management*, 256(3), 246–255. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.032>
- Fernández, C., Vega, J. A., y Fontúrbel, T. (2019). Comparison of the effectiveness of needle cast and straw helimulching for reducing soil erosion after wildfire in NW Spain. *Journal of Soils and Sediments*. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02419-y>
- Fernández-Alonso, J. M., Alberdi, I., Álvarez-González, J. G., Vega, J. A., Cañellas, I., y Ruiz-González, A. D. (2013). Canopy fuel characteristics in relation to crown fire potential in pine stands: Analysis, modelling and classification. *European Journal of Forest Research*, 132(2), 363–377. <https://doi.org/10.1007/s10342-012-0680-z>
- Fernández-Alonso, J. M., Fernández, C., Arellano, S., y Vega, J. A. (2019). Modeling Soil Burn Severity Prediction for Planning Measures to Mitigate Post Wildfire Soil Erosion in NW Spain. In H. R. Pourghasemi y C. Gokceoglu (Eds.), *Spatial Modeling in GIS and R for Earth and Environmental Sciences* (pp. 589–606). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-815226-3.00027-2>
- Fernández-Landa, A., Fernández-Moya, J., Tomé, J. L., Guillén-Climent, M. L., Vallejo, R., Marchamalo, M., Fernández-moya, J., Tomé, J. L., Guillén-Climent, M. L., Vallejo, R., y Sandoval, V. (2018). High resolution forest inventory of pure and mixed stands at regional level combining National Forest Inventory field plots, Landsat, and low density lidar. *International Journal of Remote Sensing*, 39(14), 4830–4844. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1430406>
- Fernández-Manso, O., Fernández-Manso, A., y Quintano, C. (2014). Estimation of aboveground biomass in Mediterranean forests by statistical modelling of ASTER fraction images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 31(1), 45–56. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.03.005>
- Fernández-Manso, A., Fernández-Manso, O., y Quintano, C. (2016). SENTINEL-2A red-edge spectral indices suitability for discriminating burn severity. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 50, 170–175. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.03.005>
- Filipponi, F. (2019). Exploitation of Sentinel-2 Time Series to Map Burned Areas at the National Level: A Case Study on the 2017 Italy Wildfires. *Remote Sensing*, 11(6), 622. <https://doi.org/10.3390/rs11060622>
- Finney, M. A. (1998). *FARSITE: Fire Area Simulator - Model Development and Evaluation*. Res. Pap. RMRS-RP-4 (Revised 2004). Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 36 p. <https://doi.org/10.2737/RMRS-RP-4>
- Finney, M. A. (2004). Landscape Fire Simulation and Fuel Treatment Optimization. In J. L. Hayes, A. Ager, y R. Barbour (Eds.), *Methods for integrating modeling of landscape change: Interior Northwest Landscape Analysis System* (pp. 117-131.). Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-610. Portland, OR: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific North.
- Finney, M. A. (2006). An Overview of FlamMap Fire Modeling Capabilities. In P. L. Andrews y B. W. Butler (Eds.), *Fuel Management-How to Measure Success* (pp. 213–220). Conference Proceedings. 28-30 March 2006; Portland, OR: Proceedings RMRS-P-41. Fort Collins, CO: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p 213-220. <https://doi.org/10.2737/RMRS-P-41>
- Finney, M. A., y Martin, R. E. (1993). Modeling effects of prescribed fire on young-growth coast redwood trees. *Canadian Journal of Forest Research*, 23, 1125–1135. <https://doi.org/10.1139/x93-143>
- Fonseca, F., de Figueiredo, T., y Bompastor Ramos, M. A. (2012). Carbon storage in the Mediterranean upland shrub communities of Montesinho Natural Park, northeast of Portugal. *Agroforestry Systems*, 86(3), 463–475. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9509-5>

- Fosberg, M. A. (1970). Drying Rates of Heartwood Below Fiber Saturation. *Forest Science*, 16(1), 57–63. <https://doi.org/10.1093/FORRESTSCIENCE/16.1.57>
- Frandsen, W. H. (1987). The influence of moisture and mineral soil on the combustion limits of smoldering forest duff. *Canadian Journal of Forest Research*, 17(12):1540–1544. <https://doi.org/10.1139/x87-236>
- Frazer, G. W., Canham, C. D., y Lertzman, K. P. (1999). *Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, user's manual and program documentation*. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.
- Friedman, J. H. (1991). Multivariate Adaptive Regression Splines. *The Annals of Statistics*, 19(1), 1–67. <https://doi.org/10.1214/aos/1176347963>
- Fulé, P. Z., Crouse, J. E., Roccaforte, J. P., y Kalies, E. L. (2012). Do thinning and/or burning treatments in western USA ponderosa or Jeffrey pine-dominated forests help restore natural fire behavior? *Forest Ecology and Management*, 269, 68–81. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.12.025>
- García, M., Popescu, S., Riaño, D., Zhao, K., Neuenschwander, A., Agca, M., y Chuvieco, E. (2012). Characterization of canopy fuels using ICESat/GLAS data. *Remote Sensing of Environment*, 123, 81–89. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.03.018>
- García, M., Riaño, D., Chuvieco, E., Salas, J., y Danson, F. M. (2011). Multispectral and LiDAR data fusion for fuel type mapping using Support Vector Machine and decision rules. *Remote Sensing of Environment*, 115(6), 1369–1379. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.01.017>
- García, M., Riaño, D., Yebra, M., Salas, J., y Cardil, A. (2020). A Live Fuel Moisture Content Product from Landsat TM Satellite Time Series for Implementation in Fire Behavior Models. *Remote Sensing*, 1–15. <https://doi.org/10.3390/rs12111714>
- García, M., Saatchi, S., Casas, A., Koltunov, A., Ustin, S. L., Ramirez, C., y Balzter, H. (2017b). Extrapolating forest canopy fuel properties in the California Rim fire by combining airborne LiDAR and Landsat OLI data. *Remote Sensing*, 9(4), 1–18. <https://doi.org/10.3390/rs9040394>
- Garcia, M., Saatchi, S., Ferraz, A., Silva, C. A., Ustin, S., Koltunov, A., y Balzter, H. (2017a). Impact of data model and point density on aboveground forest biomass estimation from airborne LiDAR. *Carbon Balance and Management*, 12(1), 1–18. <https://doi.org/10.1186/s13021-017-0073-1>
- García-Gutiérrez, J., González-Ferreiro, E., Riquelme-Santos, J. C., Miranda, D., Diéguez-Aranda, U., y Navarro-Cerrillo, R. M. (2014). Evolutionary feature selection to estimate forest stand variables using LiDAR. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 26(1), 119–131. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2013.06.005>
- García-Gutiérrez, J., Martínez-Álvarez, F., Troncoso, A., y Riquelme, J. C. (2015). A comparison of machine learning regression techniques for LiDAR-derived estimation of forest variables. *Neurocomputing*, 167, 24–31. <https://doi.org/10.1016/j.neucom.2014.09.091>
- Gary, H. L. (1978). The vertical distribution of needles and branchwood in thinned and unthinned 80-year-old lodgepole pine. *Northwest Science*, 52(4), 303–309.
- Giglio, L., Boschetti, L., Roy, D. P., Humber, M. L., y Justice, C. O. (2018). The Collection 6 MODIS burned area mapping algorithm and product. *Remote Sensing of Environment*, 217, 72–85. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.08.005>
- Gillespie, A. R., Allen, H. L., y Vose, J. M. (1994). Amount and vertical distribution of foliage of young loblolly pine trees as affected by canopy position and silvicultural treatment. *Canadian Journal of Forest Research*, 24(7), 1337–1344.



- Gilley, J. E., Kottwitz, E. R., y Wieman, G. A. (1991). Roughness Coefficients for Selected Residue Materials. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 117(4), 503–514. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9437\(1991\)117:4\(503\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9437(1991)117:4(503))
- Gislason, P. O., Benediktsson, J. A., y Sveinsson, J. R. (2006). Random forests for land cover classification. *Pattern Recognition Letters*, 27(4), 294–300. <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2005.08.011>
- Gleason, C. J., y Im, J. (2012). Forest biomass estimation from airborne LiDAR data using machine learning approaches. *Remote Sensing of Environment*, 125, 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.07.006>
- GmBH TVD. (2016). *Sentinel-2 MSI – Level-2A Prototype Processor Installation and User Manual* (Vol. 49, Issue 2.2). European Space Agency, (Special Publication) ESA SP.
- Gobakken, T., y Næsset, E. (2009). Assessing effects of positioning errors and sample plot size on biophysical stand properties derived from airborne laser scanner data. *Canadian Journal of Forest Research*, 39(5), 1036–1052. <https://doi.org/10.1139/X09-025>
- Gómez, C., White, J. C., Wulder, M. A., y Alejandro, P. (2014). Historical forest biomass dynamics modelled with Landsat spectral trajectories. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 93, 14–28. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.03.008>
- Gómez, C., Wulder, M. A., Montes, F., y Delgado, J. A. (2012). Modeling Forest Structural Parameters in the Mediterranean Pines of Central Spain using QuickBird-2 Imagery and Classification and Regression Tree Analysis. *Remote Sensing*, 4, 135–159. <https://doi.org/10.3390/rs4010135>
- Gómez-Vázquez, I., Álvarez-Álvarez, P., y Marey-Pérez, M. F. (2009). Conflicts as enhancers or barriers to the management of privately owned common land: A method to analyze the role of conflicts on a regional basis. *Forest Policy and Economics*, 11(8), 617–627. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2009.09.001>
- Gómez-Vázquez, I., Crecente-Campo, F., Diéguez-Aranda, U., y Castedo-Dorado, F. (2012). Modelling canopy fuel variables in *Pinus pinaster* Ait. and *Pinus radiata* D. Don stands in northwestern Spain. *Annals of Forest Science*, 70(2), 161–172. <https://doi.org/10.1007/s13595-012-0245-9>
- Gómez-Vázquez, I., Fernandes, P. M., Arias-Rodil, M., Barrio-Anta, M., y Castedo-Dorado, F. (2014). Using density management diagrams to assess crown fire potential in *Pinus pinaster* Ait. stands. *Annals of Forest Science*, 71(4), 473–484. <https://doi.org/10.1007/s13595-013-0350-4>
- Gonçalves-Seco, L., González-Ferreiro, E., Diéguez-Aranda, U., Fraga-Bugallo, B., Crecente, R., y Miranda, D. (2011). Assessing the attributes of high-density *Eucalyptus globulus* stands using airborne laser scanner data. *International Journal of Remote Sensing*, 32(24), 9821–9841. <https://doi.org/10.1080/01431161.2011.593583>
- Gonzalez, M., Augusto, L., Gallet-Budynek, A., Xue, J., Yauschew-Raguenes, N., Guyon, D., Trichet, P., Delerue, F., Niollet, S., Andreasson, F., Achat, D. L., y Bakker, M. R. (2013). Contribution of understory species to total ecosystem aboveground and belowground biomass in temperate *Pinus pinaster* Ait. forests. *Forest Ecology and Management*, 289, 38–47. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.026>
- González-Ferreiro, E., Arellano-Pérez, S., Castedo-Dorado, F., Hevia, A., Antonio Vega, J., Vega-Nieva, D., Álvarez-González, J. G., y Ruiz-González, A. D. (2017). Modelling the vertical distribution of canopy fuel load using national forest inventory and low-density airborne laser scanning data. *PLoS ONE*, 12(4), 1–21. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176114>
- González-Ferreiro, E., Diéguez-Aranda, U., Barreiro-Fernández, L., Buján, S., Barbosa, M., Suárez, J. C., Bye, I. J., y Miranda, D. (2013). A mixed pixel- and region-based approach for using airborne laser scanning data for individual tree crown delineation in *Pinus radiata* D. Don plantations. *International Journal of Remote Sensing*, 34(21), 7671–7690. <https://doi.org/10.1080/01431161.2013.823523>

- González-Ferreiro, E., Diéguez-Aranda, U., Crecente-Campo, F., Barreiro-Fernández, L., Miranda, D., y Castedo-Dorado, F. (2014). Modelling canopy fuel variables for *Pinus radiata* D. Don in NW Spain with low-density LiDAR data. *International Journal of Wildland Fire*, 23(3), 350–362. <https://doi.org/10.1071/WF13054>
- González-Ferreiro, E., Diéguez-Aranda, U., y Miranda, D. (2012). Estimation of stand variables in *Pinus radiata* D. Don plantations using different LiDAR pulse densities. *Forestry*, 85(2), 281–292. <https://doi.org/10.1093/forestry/cps002>
- González-Olabarria, J. R., Rodríguez, F., Fernández-Landa, A., y Mola-Yudego, B. (2012). Mapping fire risk in the Model Forest of Urbión (Spain) based on airborne LiDAR measurements. *Forest Ecology and Management*, 282, 149–156. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.056>
- Görgens, E. B., Montagni, A., y Rodriguez, L. C. E. (2015). A performance comparison of machine learning methods to estimate the fast-growing forest plantation yield based on laser scanning metrics. *Computers and Electronics in Agriculture*, 116, 221–227. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2015.07.004>
- Gould, J. S., Sullivan, A. L., Hurley, R., y Koul, V. (2017). Comparison of three methods to quantify the fire spread rate in laboratory experiments. *International Journal of Wildland Fire*, 26(10), 877. <https://doi.org/10.1071/WF17038>
- Grabska, E., Hostert, P., Pflugmacher, D., y Ostapowicz, K. (2019). Forest stand species mapping using the sentinel-2 time series. *Remote Sensing*, 11(10), 1–24. <https://doi.org/10.3390/rs11101197>
- Graham, R. T., Harvey, A. E., Jain, T. B., y Tonn, J. R. (1999). *The effects of thinning and similar stand treatments on fire behavior in western forests*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-463. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 27 p.
- Graham, R. T., McCaffrey, S., y Jain, T. B. (2004). *Science Basis for Changing Forest Structure to Modify Wildfire Behavior and Severity*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-120. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 43 p.
- Greaves, H. E., Vierling, L. A., Eitel, J. U. H., Boelman, N. T., Magney, T. S., Prager, C. M., y Griffin, K. L. (2016). High-resolution mapping of aboveground shrub biomass in Arctic tundra using airborne lidar and imagery. *Remote Sensing of Environment*, 184, 361–373. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.07.026>
- Guerra-Hernández, J., Cosenza, D. N., Rodriguez, L. C. E., Silva, M., Tomé, M., Díaz-Varela, R. A., y González-Ferreiro, E. (2018). Comparison of ALS- and UAV(SfM)-derived high-density point clouds for individual tree detection in Eucalyptus plantations. *International Journal of Remote Sensing*, 39(15–16), 5211–5235. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1486519>
- Guerra-Hernández, J., Görgens, E. B., García-Gutiérrez, J., Rodriguez, L. C. E., Tomé, M., y González-Ferreiro, E. (2016). Comparison of ALS based models for estimating aboveground biomass in three types of Mediterranean forest. *European Journal of Remote Sensing*, 49, 185–204. <https://doi.org/10.5721/EuJRS20164911>
- Hall, R. J., Skakun, R. S., Arsenault, E. J., y Case, B. S. (2006). Modeling forest stand structure attributes using Landsat ETM+ data: Application to mapping of aboveground biomass and stand volume. *Forest Ecology and Management*, 225(1–3), 378–390. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.014>
- Hall, S. A., Burke, I. C., Box, D. O., Kaufmann, M. R., y Stoker, J. M. (2005). Estimating stand structure using discrete-return lidar: An example from low density, fire prone ponderosa pine forests. *Forest Ecology and Management*, 208(1–3), 189–209. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.12.001>
- Halligan, K. Q. (2007). *Mapping Forest Canopy Fuels in Yellowstone National Park Using Lidar and Hyperspectral Data*. PhD Thesis. University of California.
- Hare, R. C. (1961). *Heat effects on living plants*. Occasional paper 183. New Orleans, LA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station.



- Hawkins, D. M. (2004). The Problem of Overfitting. *Journal of Chemical Information and Computer Sciences*, 44(1), 1–12. <https://doi.org/10.1021/ci0342472>
- Hawryło, P., Bednarz, B., Wężyk, P., y Szostak, M. (2018). Estimating defoliation of Scots pine stands using machine learning methods and vegetation indices of Sentinel-2. *European Journal of Remote Sensing*, 51(1), 194–204. <https://doi.org/10.1080/22797254.2017.1417745>
- Hermosilla, T., Ruiz, L. A., Kazakova, A. N., Coops, N. C., y Moskal, L. M. (2014). Estimation of forest structure and canopy fuel parameters from small-footprint full-waveform LiDAR data. *International Journal of Wildland Fire*, 23(2), 224. <https://doi.org/10.1071/WF13086>
- Hernando, A., Puerto, L., Mola-Yudego, B., García-Abril, A., Maltamo, M., y Valbuena, R. (2019). Estimation of forest biomass components using airborne LiDAR and multispectral sensors. *IForest - Biogeosciences and Forestry*, 12, 207–213. <https://doi.org/10.3832/for2735-012>
- Hevia, A. (2013). *Influencia de la poda en el desarrollo de masas de Pinus radiata D. Don y Pinus pinaster Ait. on en Asturias*. PhD Thesis. Universidad de Santiago de Compostela, Lugo, España.
- Hevia, A., Álvarez-González, J. G., Ruiz-Fernández, E., Ruiz-González, A. D., Majada, y González-Ferreiro. (2016). Modelling canopy fuel and forest stand variables and characterizing the influence of thinning in the stand structure using airborne LiDAR. *Revista de Teledetección*, 45, 41–55. <https://doi.org/10.4995/raet.2016.3979>
- Hevia, A., Crabiffosse, A., Álvarez-González, J. G., Ruiz-González, A. D., y Majada, J. (2017). Novel approach to assessing residual biomass from pruning: A case study in Atlantic *Pinus pinaster* Ait. timber forests. *Renewable Energy*, 107, 620–628. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.02.029>
- Hevia, A., Crabiffosse, A., Álvarez-González, J. G., Ruiz-González, A. D., y Majada, J. (2018). Assessing the effect of pruning and thinning on crown fire hazard in young Atlantic maritime pine forests. *Journal of Environmental Management*, 205, 9–17. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.051>
- Hevia, A., Crabiffosse, A., Majada, J., Álvarez-González, J. G., y Ruiz-González, A. D. (2012). Modelo de distribución de la carga de combustibles finos en el dosel de copas de rodales regulares de *Pinus pinaster*: Efecto de claras combinadas con podas. *Actas de La III Reunión Sobre Modelización Forestal*, 34, 123–133. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales.
- Heward, H. (2019). Surface Fire. In S. L. Manzello (Ed.), *Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires*. (pp. 1–5). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8\\_211-1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8_211-1)
- Hille, M. G., y Stephens, S. L. (2005). Mixed conifer forest duff consumption during prescribed fires: Tree crown impacts. *Forest Science*, 51(5), 417–424. <https://doi.org/10.1093/forestscience/51.5.417>
- Hoffman, C. M., Collins, B., y Battaglia, M. (2018). Wildland Fuel Treatments. In S. L. Manzello (Ed.), *Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires* (pp. 1–7). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8\\_83-1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8_83-1)
- Hood, S. M. (2010). *Mitigating old tree mortality in long-unburned, fire-dependent forests: A synthesis*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-238. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 71 p. USDA Forest Service - General Technical Report RMRS-GTR
- Hood, S., y Lutes, D. (2017). Predicting post-fire tree mortality for 12 Western US conifers using the first order fire effects model (FOFEM). *Fire Ecology*, 13(2). <https://doi.org/10.4996/fireecology.130290243>
- Hood, S. M., Baker, S., y Sala, A. (2016). Fortifying the forest: thinning and burning increase resistance to a bark beetle outbreak and promote forest resilience. *Ecological Applications*, 26(7), 1984–2000. <https://doi.org/10.1002/eap.1363>

- Hood, S. M., Varner, J. M., Van Mantgem, P., y Cansler, C. A. (2018). Fire and tree death: Understanding and improving modeling of fire-induced tree mortality. *Environmental Research Letters*, 13(11), 1–17. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aae934>
- Hudak, A., Morgan, P., Stone, C., Robichaud, P., Jain, T., y Clark, J. (2004). The relationship of field burn severity measures to satellite-derived Burned Area Reflectance Classification (BARC) maps. *American Society for Photogrammetry and Remote Sensing Annual Conference Proceedings, 2003*, 96–104.
- Huete, A. R. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25(3), 295–309. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E. P., Gao, X., y Ferreira, L. G. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83(1–2), 195–213. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00096-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00096-2)
- Hyde, P., Dubayah, R., Walker, W., Blair, J. B., Hofton, M., y Hunsaker, C. (2006). Mapping forest structure for wildlife habitat analysis using multi-sensor (LiDAR, SAR/InSAR, ETM+, Quickbird) synergy. *Remote Sensing of Environment*, 102(1–2), 63–73. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.01.021>
- Hyypä, J., Hyypä, H., Leckie, D., Gougeon, F., Yu, X., y Maltamo, M. (2008). Review of methods of small-footprint airborne laser scanning for extracting forest inventory data in boreal forests. *International Journal of Remote Sensing*, 29(5), 1339–1366. <https://doi.org/10.1080/01431160701736489>
- Immitzer, M., Vuolo, F., y Atzberger, C. (2016). First experience with Sentinel-2 data for crop and tree species classifications in central Europe. *Remote Sensing*, 8(3). <https://doi.org/10.3390/rs8030166>
- Jakubowski, M. K., Li, W., Guo, Q., y Kelly, M. (2013). Delineating individual trees from lidar data: A comparison of vector- and raster-based segmentation approaches. *Remote Sensing*, 5(9), 4163–4186. <https://doi.org/10.3390/rs5094163>
- Jiménez, E., Vega, J. A., Fernández-Alonso, J. M., Vega-Nieva, D., Álvarez-González, J. G., y Ruiz-González, A. D. (2013a). Allometric equations for estimating canopy fuel load and distribution of pole-size maritime pine trees in five Iberian provenances. *Canadian Journal of Forest Research*, 43(2), 149–158. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2012-0374>
- Jiménez, E., Vega, J. A., Fernández-Alonso, J. M., Vega-Nieva, D., Ortiz, L., Lopez-Serrano, P. M., y López-Sánchez, C. A. (2017). Estimation of aboveground forest biomass in Galicia (NW Spain) by the combined use of LiDAR, LANDSAT ETM+ and national forest inventory data. *IForest*, 10(3), 590–596. <https://doi.org/10.3832/ifor1989-010>
- Jiménez, E., Vega, J. A., Ruiz-González, A. D., Guijarro, M., Alvarez-González, J. G., Madrigal, J., Cuiñas, P., Hernando, C., y Fernández-Alonso, J. M. (2013b). Carbon emissions and vertical pattern of canopy fuel consumption in three *Pinus pinaster* Ait. active crown fires in Galicia (NW Spain). *Ecological Engineering*, 54, 202–209. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.01.039>
- Jiménez, E., Vega-Nieva, D., Rey, E., Fernández, C., y Vega, J. A. (2016). Midterm fuel structure recovery and potential fire behaviour in a *Pinus pinaster* Ait. forest in northern central Spain after thinning and mastication. *European Journal of Forest Research*, 135(4), 675–686. <https://doi.org/10.1007/s10342-016-0963-x>
- Jin, S., y Chen, S. C. (2012). Application of QuickBird imagery in fuel load estimation in the Daxinganling region, China. *International Journal of Wildland Fire*, 21(5), 583–590. <https://doi.org/10.1071/WF11018>
- Kalies, E. L., y Yocom Kent, L. L. (2016). Tamm Review: Are fuel treatments effective at achieving ecological and social objectives? A systematic review. *Forest Ecology and Management*, 375, 84–95. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.05.021>

- Kane, V. R., North, M. P., Lutz, J. A., Churchill, D. J., Roberts, S. L., Smith, D. F., McGaughey, R. J., Kane, J. T., y Brooks, M. L. (2014). Assessing fire effects on forest spatial structure using a fusion of landsat and airborne LiDAR data in Yosemite national park. *Remote Sensing of Environment*, 151, 89–101. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.07.041>
- Kazanis, D., Xanthopoulos, G., y Arianoutsou, M. (2006). Long-term post-fire evolution of understorey biomass in *Pinus halepensis* Mill. forests of Central Greece. *Forest Ecology and Management*, 234, S175. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.226>
- Keane, R. E. (2013). Describing wildland surface fuel loading for fire management: A review of approaches, methods and systems. *International Journal of Wildland Fire*, 22(1), 51–62. <https://doi.org/10.1071/WF11139>
- Keane, R. E. (2015). *Wildland fuel fundamentals and applications*. New York, US: Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-09015-3>
- Keane, R. E., Garner, J. L., Schmidt, K. M., Long, D. G., Menakis, J. P., y Finney, M. A. (1998). *Development of Input Data Layers for the FARSITE Fire Growth Model for the Selway-Bitterroot Wilderness Complex, USA*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-3. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 66 p.
- Keane, R. E., Mincemoyer, S. A., Schmidt, K. M., Long, D. G., y Garner, J. L. (2000). *Mapping Vegetation and Fuels for Fire Management on the Gila National Forest Complex, New Mexico, [CD-ROM]*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-46-CD. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 126 p.
- Keane, R. E., Reinhardt, E. D., Scott, J., Gray, K., y Reardon, J. (2005). Estimating forest canopy bulk density using six indirect methods. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(3), 724–739. <https://doi.org/10.1139/x04-213>
- Keeley, J. E. (2008). Fire. In S. E. Jorgensen y B. D. Fath (Eds.), *Encyclopedia of Ecology* (Vol. 5, pp. 1557–1564). Elsevier Science. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00496-1>
- Keeley, J. E. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18, 116–126. <https://doi.org/10.1071/WF07049>
- Kelly, M., y Di Tommaso, S. (2015). Mapping forests with Lidar provides flexible, accurate data with many uses. *California Agriculture*, 69(1), 14–20. <https://doi.org/10.3733/ca.v069n01p14>
- Kennedy, M. C., y Johnson, M. C. (2014). Fuel treatment prescriptions alter spatial patterns of fire severity around the wildland-urban interface during the Wallow Fire, Arizona, USA. *Forest Ecology and Management*, 318, 122–132. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.014>
- Kenward, M. G., y Roger, J. H. (1997). Small Sample Inference for Fixed Effects from Restricted Maximum Likelihood. *Biometrics*, 53(3), 983. <https://doi.org/10.2307/2533558>
- Key, C. H., y Benson, N. C. (2006). Landscape Assessment (LA) Sampling and Analysis Methods. In D. C. Lutes, R. E. Keane, J. F. Caratti, C. H. Key, N. C. Benson, S. Sutherland, y L. J. Gangi (Eds.), *FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164-CD. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p. LA-1-55. [https://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs\\_gtr164/rmrs\\_gtr164\\_13\\_land\\_assess.pdf](https://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr164/rmrs_gtr164_13_land_assess.pdf)
- Keyes, C. R., y O'Hara, K. L. (2002). Quantifying stand targets for silvicultural prevention of crown fires. *Western Journal of Applied Forestry*, 17(2), 101–109. <https://doi.org/10.1093/wjaf/17.2.101>
- Keyser, T., y Smith, F. W. (2010). Influence of crown biomass estimators and distribution on canopy fuel characteristics in ponderosa pine stands of the Black Hills. *Forest Science*, 56(2), 156–165. <https://doi.org/10.1093/forestscience/56.2.156>

- Kobziar, L., Moghaddas, J., y Stephens, S. L. (2006). Tree mortality patterns following prescribed fires in a mixed conifer forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 36, 3222–3238. <https://doi.org/10.1139/X06-183>
- Korhonen, L., Hadi, Packalen, P., y Rautiainen, M. (2017). Comparison of Sentinel-2 and Landsat 8 in the estimation of boreal forest canopy cover and leaf area index. *Remote Sensing of Environment*, 195, 259–274. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.03.021>
- Kraus, K., y Pfeifer, N. (1998). Determination of terrain models in wooded areas with airborne laser scanner data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 53(4), 193–203. [https://doi.org/10.1016/S0924-2716\(98\)00009-4](https://doi.org/10.1016/S0924-2716(98)00009-4)
- Kreye, J. K., Brewer, N. W., Morgan, P., Varner, J. M., Smith, A. M. S., Hoffman, C. M., y Ottmar, R. D. (2014). Fire behavior in masticated fuels: A review. *Forest Ecology and Management*, 314, 193–207. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.11.035>
- Küçük, Ö., Bilgili, E., y Sağlam, B. (2008). Estimating crown fuel loading for calabrian pine and Anatolian black pine. *International Journal of Wildland Fire*, 17(1), 147–154. <https://doi.org/10.1071/WF06092>
- Kuçuk, O., Sağlam, B., y Bilgili, E. (2007). Canopy fuel characteristics and fuel load in young black pine trees. *Biotechnology and Biotechnological Equipment*, 21(2), 235–240. <https://doi.org/10.1080/13102818.2007.10817452>
- Kuhn, M., Wing, J., Wetson, S., Williams, A., Keefer, C., Engelhardt, A., Cooper, T., Mayer, Z., Kenkel, B., y Benesty, M. (2017). The caret package: *R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria*.
- Lamelas-Gracia, M. T., Riaño, D., y Ustin, S. (2019). A LiDAR signature library simulated from 3-dimensional Discrete Anisotropic Radiative Transfer (DART) model to classify fuel types using spectral matching algorithms. *GIScience and Remote Sensing*, 56(7), 988–1023. <https://doi.org/10.1080/15481603.2019.1601805>
- LaRue, E. A., Wagner, F. W., Fei, S., Atkins, J. W., Fahey, R. T., Gough, C. M., y Hardiman, B. S. (2020). Compatibility of aerial and terrestrial LiDAR for quantifying forest structural diversity. *Remote Sensing*, 12(9), 1407. <https://doi.org/10.3390/RS12091407>
- Lasaponara, R., y Lanorte, A. (2007). Remotely sensed characterization of forest fuel types by using satellite ASTER data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 9(3), 225–234. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2006.08.001>
- Laurin, G. V., Balling, J., Corona, P., Mattioli, W., Papale, D., Puletti, N., Rizzo, M., Truckenbrodt, J., y Urban, M. (2018). Above-ground biomass prediction by Sentinel-1 multitemporal data in central Italy with integration of ALOS2 and Sentinel-2 data. *Journal of Applied Remote Sensing*, 12(01), 1. <https://doi.org/10.1117/1.jrs.12.016008>
- Lavery, P. B., y Mead, D. J. (2000). *Pinus radiata*: a narrow endemic from North America takes On the World. In D. M. Richardson (Ed.), *Ecology and biogeography of Pinus* (pp. 432–449). Cambridge University Press.
- Lawson, B. D., Armitage, O. B., y Hoskins, W. D. (1996). *Diurnal variation in the fine fuel moisture code: tables and computer source code*. FRDA report No. 245. 20 p.
- Lefsky, M. A., y Cohen, W. B. (2003). Selection of Remotely Sensed Data. In M. A. Wulder y S. E. Franklin (Eds.), *Remote Sensing of Forest Environments* (pp. 13–46). Boston, MA: Springer. [https://doi.org/10.1007/978-1-4615-0306-4\\_2](https://doi.org/10.1007/978-1-4615-0306-4_2)
- Lefsky, M. A., Cohen, W. B., Acker, S. A., Parker, G. G., Spies, T. A., y Harding, D. (1999). Lidar remote sensing of the canopy structure and biophysical properties of Douglas-fir western hemlock forests. *Remote Sensing of Environment*, 70(3), 339–361. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(99\)00052-8](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(99)00052-8)



- Lefsky, M. A., Cohen, W. B., Harding, D. J., Parker, G. G., Acker, S. A., y Gower, S. T. (2002b). Lidar remote sensing of above-ground biomass in three biomes. *Global Ecology and Biogeography*, 11(5), 393–399. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.2002.00303.x>
- Lefsky, M. A., Cohen, W. B., Parker, G. G., y Harding, D. J. (2002a). Lidar Remote Sensing for Ecosystem Studies. *BioScience*, 52(1), 19. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0019:lrsfes\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0019:lrsfes]2.0.co;2)
- Li, A., Dhakal, S., Glenn, N. F., Spaete, L. P., Shinneman, D. J., Pilliod, D. S., Arkle, R. S., y McIlroy, S. K. (2017). Lidar aboveground vegetation biomass estimates in shrublands: Prediction, uncertainties and application to coarser scales. *Remote Sensing*, 9(903). <https://doi.org/10.3390/rs9090903>
- Li, W., Guo, Q., Jakubowski, M. K., y Kelly, M. (2012). A new method for segmenting individual trees from the lidar points cloud. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 78(1), 75–84. <https://doi.org/10.14358/PERS.78.1.75>
- Liaw, A., y Wiener, M. (2002). Classification and Regression by RandomForest. *R News*, 2(3), 18–22.
- Lillesand, T., Kiefer, R., y Chipman, J. (2015). *Remote sensing and image interpretation 7th Edition*. New York, US: John Wiley & Sons.
- Lim, K., Treitz, P., Wulder, M., St-Onge, B., y Flood, M. (2003). LiDAR remote sensing of forest structure. *Progress in Physical Geography*, 27(1), 88–106. <https://doi.org/10.1191/0309133303pp360ra>
- Linn, R., Reisner, J., Colman, J. J., y Winterkamp, J. (2002). Studying wildfire behavior using FIRETEC. *International Journal of Wildland Fire*, 11(3–4), 233–246. <https://doi.org/10.1071/wf02007>
- Liu, Y., Gong, W., Hu, X., y Gong, J. (2018). Forest Type Identification with Random Forest Using Sentinel-1A, Sentinel-2A, Multi-Temporal Landsat-8 and DEM Data. *Remote Sensing*, 10(946), 1–25. <https://doi.org/10.3390/rs10060946>
- Liu, K., Wang, J., Zeng, W., y Song, J. (2017). Comparison and Evaluation of Three Methods for Estimating Forest above Ground Biomass Using TM and GLAS Data. *Remote Sensing*, 9(4), 341. <https://doi.org/10.3390/rs9040341>
- Llorens, R., Sobrino, J. A., Fernández, C., Fernández-Alonso, J. M., y Vega, J. A. (2021). A methodology to estimate forest fires burned areas and burn severity degrees using Sentinel-2 data. Application to the October 2017 fires in the Iberian Peninsula. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, 95, 9. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102243>
- Loomis, R. M., y Rousoopoulos, P. J. (1978). *Estimating aspen crown fuels in northeastern Minnesota*. Res. Pap. NC-156. St. Paul, MN: U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station. 6 p.
- López-Sánchez, C. A., García-Ramírez, P., Resl, R., Hernández-Díaz, J. C., López-Serrano, P. M., y Wehenkel, C. (2017). Modelling dasometric attributes of mixed and uneven-aged forests using landsat-8 OLI spectral data in the Sierra Madre Occidental, Mexico. *IForest*, 10(1), 288–295. <https://doi.org/10.3832/ifor1891-009>
- López-Santalla, A., y López-García, M. (2019). *Los incendios forestales en España. Decenio 2006-2015*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación Secretaría General Técnica Impresión, Madrid. 166 p. [https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/estadisticas/incendios-decenio-2006-2015\\_tcm30-511095.pdf](https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/estadisticas/incendios-decenio-2006-2015_tcm30-511095.pdf)
- López-Serrano, P. M., Corral-Rivas, J. J., Díaz-Varela, R. A., Álvarez-González, J. G., y López-Sánchez, C. A. (2016a). Evaluation of radiometric and atmospheric correction algorithms for aboveground forest biomass estimation using Landsat 5 TM data. *Remote Sensing*, 8(5). <https://doi.org/10.3390/rs8050369>



- López-Serrano, P. M., López-Sánchez, C. A., Álvarez-González, J. G., y García-Gutiérrez, J. (2016). A Comparison of Machine Learning Techniques Applied to Landsat-5 TM Spectral Data for Biomass Estimation. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 42(6), 690–705. <https://doi.org/10.1080/07038992.2016.1217485>
- Lovell, J. L., Jupp, D. L. B., Culvenor, D. S., y Coops, N. C. (2003). Using airborne and ground-based ranging lidar to measure canopy structure in Australian forests. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 29(5), 607–622. <https://doi.org/10.5589/m03-026>
- Lu, D., Chen, Q., Wang, G., Moran, E., Batistella, M., Zhang, M., Vaglio Laurin, G., y Saah, D. (2012). Aboveground Forest Biomass Estimation with Landsat and LiDAR Data and Uncertainty Analysis of the Estimates. *International Journal of Forestry Research*, 16. <https://doi.org/10.1155/2012/436537>
- Lucas, R., Rowlands, A., Niemann, O., y Merton, R. (2004). Hyperspectral Sensors and Applications. In K. Varshney y M. K. Arora (Eds.), *Advanced Image Processing Techniques for Remotely Sensed Hyperspectral Data* (pp. 11–49). Springer, Berlin, Heidelberg. [https://doi.org/10.1007/978-3-662-05605-9\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-662-05605-9_2)
- Luke, R. H., y McArthur, A. G. (1978). *Bushfires in Australia*. CSIRO Division of Forest Research, Australian Government Publishing Service.
- Lutes, D. C., Keane, R. E., y Caratti, J. F. (2009). A surface fuel classification for estimating fire effects. *International Journal of Wildland Fire*, 18, 802–814. <https://doi.org/10.1071/WF08062>
- Lutes, D. C., Keane, R. E., Caratti, J. F., Key, C. H., Benson, N. C., Sutherland, S., y Gangi, L. J. (2006). *FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 1 CD. 55 p. <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-164>
- Madrigal, J., Fernández-Migueláñez, I., Hernando, C., Guijarro, M., Vega-Nieva, D. J., y Tolosana, E. (2017). Does forest biomass harvesting for energy reduce fire hazard in the Mediterranean basin? a case study in the Caroig Massif (Eastern Spain). *European Journal of Forest Research*, 136, 13–26. <https://doi.org/10.1007/s10342-016-1004-5>
- Magnussen, S., Eggermont, P., y LaRiccia, V. N. (1999). Recovering tree heights from airborne laser scanner data. *Forest Science*, 45(3). <https://doi.org/10.1093/forestscience/45.3.407>
- MAGRAMA. (2012). *Anuario de estadística forestal 2011*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 103 p.
- Mallia, D. V., Kochanski, A. K., Urbanski, S. P., Mandel, J., Farguell, A., y Krueger, S. K. (2020). Incorporating a canopy parameterization within a coupled fire-atmosphere model to improve a smoke simulation for a prescribed burn. *Atmosphere*, 11(8), 832. <https://doi.org/10.3390/ATMOS11080832>
- Mallinis, G., Mitsopoulos, I. D., Dimitrakopoulos, A. P., Gitas, I. Z., y Karteris, M. (2008). Local-scale fuel-type mapping and fire behavior prediction by employing high-resolution satellite imagery. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 1(4), 230–239. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2008.2011298>
- Mallinis, G., Mitsopoulos, I., Stournara, P., Patias, P., y Dimitrakopoulos, A. (2013). Canopy fuel load mapping of mediterranean pine sites based on individual tree-crown delineation. *Remote Sensing*, 5(12), 6461–6480. <https://doi.org/10.3390/rs5126461>
- Manzanera, J. A., García-Abril, A., Pascual, C., Tejera, R., Martín-Fernández, S., Tokola, T., y Valbuena, R. (2016). Fusion of airborne LiDAR and multispectral sensors reveals synergic capabilities in forest structure characterization. *GIScience y Remote Sensing*, 53(6), 723–738. <https://doi.org/10.1080/15481603.2016.1231605>

- Marey-Pérez, M. F., y Rodríguez-Vicente, V. (2009). Forest transition in Northern Spain: Local responses on large-scale programmes of field-afforestation. *Land Use Policy*, 26(1), 139–156. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.02.004>
- Marino, E., Guillén-Climent, M., Algeet, N., Luis-Tomé, H. L., y Hernando, C. (2018). Estimation of live fuel moisture content of shrubland using MODIS and Sentinel-2 images. In D. X. Viegas (Ed.), *Advances in forest fire research* (pp. 218–226). [https://doi.org/10.14195/978-989-26-16-506\\_22](https://doi.org/10.14195/978-989-26-16-506_22)
- Marino, E., Ranz, P., Tomé, J. L., Noriega, M. Á., Esteban, J., y Madrigal, J. (2016). Generation of high-resolution fuel model maps from discrete airborne laser scanner and Landsat-8 OLI: A low-cost and highly updated methodology for large areas. *Remote Sensing of Environment*, 187, 267–280. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.10.020>
- Marino, E., Yebra, M., Guill, M., Algeet, N., Tomé, J. L., Madrigal, J., Guijarro, M., y Hernando, C. (2020). Investigating live fuel moisture content estimation in fire-prone shrubland from remote sensing using empirical modelling and RTM simulations. *Remote Sensing*, 12(2251), 1–19. <https://doi.org/10.3390/rs12142251>
- MARM. (2011). *Cuarto Inventario Forestal Nacional. Galicia*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. Mininisterio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 49 p.
- Martínez García, F., y Montero, G. (2000). Typology of *Pinus sylvestris* L. forest in Spain. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales*, 9, 41–66.
- Martín-García, S., Diéguez-Aranda, U., Álvarez González, J. G., Pérez-Cruzado, C., Buján, S., y González-Ferreiro, E. (2017). Estimación de las existencias maderables de *Pinus radiata* a escala provincial utilizando datos LiDAR de baja resolución. *Bosque*, 38(1), 17–28. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002017000100003>
- Martinson, E. J., y Omi, P. N. (2013). *Fuel treatments and fire severity: A meta-analysis*. Res. Pap. RMRS-RP-103WWW. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 38 p.
- Massman, W. J., Forthofer, J. M., y Finney, M. A. (2017). An improved canopy wind model for predicting wind adjustment factors and wildland fire behavior. *Canadian Journal of Forest Research*, 47(5), 594–603. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2016-0354>
- Matthews, S. (2014). Dead fuel moisture research: 1991–2012. *International Journal of Wildland Fire*, 23(1), 78. <https://doi.org/10.1071/WF13005>
- Mátyás, C., Ackzell, L., y Samuel, S. J. A. (2004). *EUFORGEN. Technical Guidelines for genetic conservation and use for Scots pine (Pinus sylvestris)*. Rome, IT: International Plant Genetic Resources Institute.
- McArthur, A. G. (1962). *Control Burning in Eucalypt Forest*. Commonwealth of Australia Forestry and Timber Bureau.
- McGaughey, R. J. (2018). *FUSION / LDV: Software for LIDAR Data Analysis and Visualization*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, University of Washington, Seattle, WA, USA. 189 p.
- Means, J. E., Acker, S. A., Fitt, B. J., Renslow, M., Emerson, L., y Hendrix, C. J. (2000). Predicting Forest Stand Characteristics with Airborne Scanning Lidar. *Photogrammetric Engineering y Remote Sensing*, 66(11), 1367–1371. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00290-5](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00290-5)
- Means, J. E., Acker, S. A., Harding, D. J., Blair, J. B., Lefsky, M. A., Cohen, W. B., Harmon, M. E., y McKee, W. A. (1999). Use of large-footprint scanning airborne Lidar to estimate forest stand characteristics in the western cascades of Oregon. *Remote Sensing of Environment*, 67(3), 298–308. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(98\)00091-1](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(98)00091-1)

- Mell, W. E., Mcdermott B, R. J., Forney, G. P., Hoffman, C., y Ginder, M. (2010). Wildland Fire Behavior Modeling: Perspectives, New Approaches and Applications. *Proceedings of 3rd Fire Behavior and Fuels Conference*. October 25-29, 2010, Spokane, Washington, USA. International Association of Wildland Fire, Birmingham, Alabama, USA
- Mercer, G. N., y Weber, R. O. (2001). Fire Plumes. In E. A. Johnson y K. Miyanishi (Eds.), *Forest Fires: Behavior and Ecological Effects* (pp. 225–255). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/b978-012386660-8/50009-x>
- Mercer, G. N., Gill, A. M., y Weber, R. O. (1994). A time-dependent model of fire impact on seed survival in woody fruits. *Australian Journal of Botany*, 42(1), 71–81. <https://doi.org/10.1071/BT9940071>
- Mercker, D. (2017). *A Glossary of Common Forestry Terms* (Issue W428). Institute of Agriculture. University of Tennessee.
- Merrill, D. F., y Alexander, M. E. (1987). *Glossary of forest fire management terms*. Canadian Committee on Forest Fire Management, National Research Council of Canada: Ottawa, ON, Canada.
- Michaletz, S. T., y Johnson, E. A. (2006). A heat transfer model of crown scorch in forest fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(11), 2839–2851. <https://doi.org/10.1139/x06-158>
- Míguez-Castro, N. (2010). *Análisis de la humedad de los combustibles en masas mixtas de Pinus pinaster y Quercus robur*. MD Thesis. Universidad de Santiago de Compostela, Lugo, España.
- Milborrow, S. (2017). Derived from mda: mars by Trevor Hastie and Rob Tibshirani. *Uses Alan Miller's Fortran Utilities with Thomas Lumley's Leaps Wrapper. Earth: Multivariate Adaptive Regression Splines. R Package Version 4.5.1.*, 4(7).
- Miller, J. D., y Yool, S. R. (2002). Mapping forest post-fire canopy consumption in several overstory types using multi-temporal Landsat TM and ETM data. *Remote Sensing of Environment*, 82(2–3), 481–496. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00071-8](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00071-8)
- Miller, J. D., Danzer, S. R., Watts, J. M., Stone, S., y Yool, S. R. (2003). Cluster analysis of structural stage classes to map wildland fuels in a Madrean ecosystem. *Journal of Environmental Management*, 68(3), 239–252. [https://doi.org/10.1016/S0301-4797\(03\)00062-8](https://doi.org/10.1016/S0301-4797(03)00062-8)
- Mitchell, J. J., Glenn, N. F., Sankey, T. T., Derryberry, de W. R., Anderson, M. O., y Hruska, R. C. (2011). Small-footprint lidar estimations of sagebrush canopy characteristics. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 77(5), 521–530. <https://doi.org/10.14358/PERS.77.5.521>
- Mitsopoulos, I., y Dimitrakopoulos, A. P. (2007). Canopy fuel characteristics and potential crown fire behavior in Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) forests. *Annals of Forest Science*, 64(3), 287–299. <https://doi.org/10.1051/forest:2007006>
- Miyanishi, K., y Johnson E. A. (2002). Process and patterns of duff consumption in the mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 32(7), 1285–1295. <https://doi.org/10.1139/x02-051>
- Molina, J. R., Rodríguez y Silva, F., y Herrera, M. A. (2011). Potential crown fire behaviour in *Pinus pinea* stands following different fuel treatments. *Forest Systems*, 20(2), 266–277.
- Molina, J. R., Rodríguez y Silva, F., Mérida, E., y Herrera, M. Á. (2014). Modelling available crown fuel for *Pinus pinaster* Ait. stands in the “Cazorla, Segura and Las Villas Natural Park” (Spain). *Journal of Environmental Management*, 144, 26–33. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.05.003>
- Montealegre, A. L., Lamelas, T., y De La Riva, J. (2015). A Comparison of Open-Source LiDAR Filtering Algorithms in a Mediterranean Forest Environment. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2015.2436974>
- Montealegre, A. L., Lamelas, M. T., De La Riva, J., García-Martín, A., y Escribano, F. (2016). Use of low point density ALS data to estimate stand-level structural variables in Mediterranean Aleppo pine forest. *Forestry*, 89(4), 373–382. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpw008>

- Montero González, G., Río Gaztelurrutia, M. del, y Ortega Muela, C. (1997). Ensayo de claras en una masa natural de *Pinus sylvestris* L. en el Sistema Central. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 9(1), 147–168.
- Montero, G., y Serrada, R. (2013). *La situación de los bosques y el sector forestal en España*. ISFE. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Lourizán (Pontevedra). 55 p.
- Montero, G., Rojo, A., y Alía, R. (1992). Determinación del turno de *Pinus sylvestris* L. en el Sistema Central. *Revista Montes*, 29, 42–48.
- Montero, G., Ruiz-Peinado, R., y Muñoz, M. (2005). *Producción de biomasa y fijación de CO<sub>2</sub> por los bosques españoles*. Monografías INIA: Serie Forestal. N° 13 (F013).
- Moran, C. J., Kane, V. R., y Seielstad, C. A. (2020). Mapping forest canopy fuels in the western United States with LiDAR-Landsat covariance. *Remote Sensing*, 12(6), 1–37. <https://doi.org/10.3390/rs12061000>
- Moreira, F., Vaz, P., Catry, F., y Silva, J. S. (2009). Regional variations in wildfire susceptibility of land-cover types in Portugal: implications for landscape management to minimize fire hazard. *International Journal of Wildland Fire*, 18(5), 563. <https://doi.org/10.1071/wf07098>
- Moreno, J. M., Aguiló, E., Alonso, S., Álvarez Cobelas, M., Anadón, R., Ballester, F., Benito, G., Catalán, J., de Castro, M., Cendrero, A., Corominas, J., Díaz, J., Díaz-Fierros, F., Duarte, C. M., Esteban Talaya, A., Estrada Peña, A., Estrela, T., Fariña, A. C., Fernández González, F., Galante, E., Gallart, F., García de Jalón, L. D., Gil, L., Gracia, C., Iglesias, A., Lapieza, R., Loidi, J., López Palomeque, F., López-Vélez, R., López Zafra, J. M., de Luis Calabuig, E., Martín-Vide, J., Meneu, V., Mínguez Tudela, M. I., Montero, G., Moreno, J., Moreno Saiz, J. C., Nájera, A., Peñuelas, J., Piserra, M. T., Ramos, M.A., de la Rosa, D., Ruiz Mantecón, A., Sánchez-Arcilla, A., Sánchez de Tembleque, L. J., Valladares, F., Vallejo, V.R., y Zazo, C. (2005). *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del Cambio Climático*. Proyecto ECCE - Informe final. Ministerio de Medio Ambiente. 822 p.
- Morsdorf, F., Meier, E., Kötz, B., Itten, K. I., Döbbertin, M., y Allgöwer, B. (2004). LIDAR-based geometric reconstruction of boreal type forest stands at single tree level for forest and wildland fire management. *Remote Sensing of Environment*, 92(3), 353–362. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.05.013>
- Mouillot, F., Rambal, S., y Joffre, R. (2002). Simulating climate change impacts on fire frequency and vegetation dynamics in a Mediterranean-type ecosystem. *Global Change Biology*, 8(5), 423–437. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00494.x>
- Mountrakis, G., Im, J., y Ogole, C. (2011). Support vector machines in remote sensing: A review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 66(3), 247–259. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2010.11.001>
- Mutanga, O., Adam, E., y Cho, M. A. (2012). High density biomass estimation for wetland vegetation using worldview-2 imagery and random forest regression algorithm. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 18(1), 399–406. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2012.03.012>
- Mutlu, M., Popescu, S. C., Stripling, C., y Spencer, T. (2008). Mapping surface fuel models using lidar and multispectral data fusion for fire behavior. *Remote Sensing of Environment*, 112(1), 274–285. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.05.005>
- Næsset, E. (1997). Estimating timber volume of forest stands using airborne laser scanner data. *Remote Sensing of Environment*, 61(2), 246–253. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(97\)00041-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(97)00041-2)
- Næsset, E. (2002). Predicting forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data. *Remote Sensing of Environment*, 80(1), 88–99. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00290-5](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00290-5)
- Næsset, E., y Økland, T. (2002). Estimating tree height and tree crown properties using airborne scanning laser in a boreal nature reserve. *Remote Sensing of Environment*, 79(1), 105–115. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00243-7](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00243-7)



- Navarro, F. B., Jiménez, M. N., Gallego, E., y Ripoll, M. A. (2010). Short-term effects of overstory reduction and slash mulching on ground vegetation in a Mediterranean Aleppo pine woodland. *European Journal of Forest Research*, 129(4), 689–696. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0374-3>
- Navarro, J. A., Fernández-landa, A., Tomé, J. L., Luz, M., Ojeda, J. C., Antonio, J., Fernández-landa, A., y Tomé, J. L. (2018). Testing the quality of forest variable estimation using dense image matching: a comparison with airborne laser scanning in a Mediterranean pine forest. *International Journal of Remote Sensing*, 39(14), 4744–4760. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1471551>
- Nelson, R. M. (1952). *Observations on heat tolerance of southern pine needles*. Paper 14. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station. 6 pp.
- Nelson, R. M. (2003). Reaction times and burning rates for wind tunnel headfires. *International Journal of Wildland Fire*, 12(2), 195–211. <https://doi.org/10.1071/WF02041>
- Nelson Jr., R. M., y Adkins, C. W. (1986). Flame characteristics of wind-driven surface fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 16(6), 1293–1300. <https://doi.org/10.1139/x86-229>
- Nelson, R., Krabill, W., y Tonelli, J. (1988). Estimating forest biomass and volume using airborne laser data. *Remote Sensing of Environment*, 24(2), 247–267. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90028-4](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90028-4)
- Nilsson, M. (1996). Estimation of tree heights and stand volume using an airborne lidar system. *Remote Sensing of Environment*, 56(1), 1–7. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(95\)00224-3](https://doi.org/10.1016/0034-4257(95)00224-3)
- Nolan, R. H., Resco de Dios, V., Boer, M. M., Caccamo, G., Goulden, M. L., y Bradstock, R. A. (2016). Predicting dead fine fuel moisture at regional scales using vapour pressure deficit from MODIS and gridded weather data. *Remote Sensing of Environment*, 174, 100–108. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.12.010>
- Norum, R. A. (1974). *Smoke column height related to fire intensity*. Res. Pap. INT-RP-157. Ogden, UT: USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 7 p. <https://www.nrfirescience.org/resource/11946>
- Nunes, L., Álvarez-González, J., Alberdi, I., Silva, V., Rocha, M., y Rego, F. C. (2019). Analysis of the occurrence of wildfires in the Iberian Peninsula based on harmonised data from national forest inventories. *Annals of Forest Science*, 76(1), 17. <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0811-5>
- Nunes, M. C. S., Vasconcelos, M. J., Pereira, J. M. C., Dasgupta, N., Alldredge, R. J., y Rego, F. C. (2005). Land Cover Type and Fire in Portugal: Do Fires Burn Land Cover Selectively? *Landscape Ecology*, 20(6), 661–673. <https://doi.org/10.1007/s10980-005-0070-8>
- O'Brien, J. J., Hiers, J. K., Varner, J. M., Hoffman, C. M., Dickinson, M. B., Michaletz, S. T., Loudermilk, E. L., y Butler, B. W. (2018). Advances in Mechanistic Approaches to Quantifying Biophysical Fire Effects. *Current Forestry Reports*, 4, 161–177. <https://doi.org/10.1007/s40725-018-0082-7>
- Oliveira, S., Moreira, F., Boca, R., San-Miguel-Ayanz, J., y Pereira, J. M. C. (2014). Assessment of fire selectivity in relation to land cover and topography: A comparison between Southern European countries. *International Journal of Wildland Fire*, 23(5), 620–630. <https://doi.org/10.1071/WF12053>
- Oliveira, S., Oehler, F., San-Miguel-Ayanz, J., Camia, A., y Pereira, J. M. C. (2012). Modeling spatial patterns of fire occurrence in Mediterranean Europe using Multiple Regression and Random Forest. *Forest Ecology and Management*, 275, 117–129. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.03.003>
- Omi, P. N. (2015). Theory and practice of wildland fuels management. *Current Forestry Reports*, 1(2), 100–117. <https://doi.org/10.1007/s40725-015-0013-9>
- Omi, P. N., y Martinson, E. J. (2002). *Effect of fuels treatment on wildfire severity*. Joint Fire Sciences Program Report. 40 p.
- Omi, P. N., Martinson, E. J., y Chong, G. W. (2006). *Effectiveness of Pre-Fire Fuel Treatments*. Final report: Joint Fire Science Program project 03-2. 29 p.



- Ottmar, R., y Andreu, A. (2007). *Litter and Duff Bulk Densities in the Southern United States*. Final report. Seattle, WA: Fire and Environmental Applications team, USDA Forest Service, Joint Fire Science Program Project, 04-2. 40 p. [http://www.firescience.gov/projects/04-2-1-49/project/04-2-1-49\\_final\\_report.pdf](http://www.firescience.gov/projects/04-2-1-49/project/04-2-1-49_final_report.pdf)
- Palaiologou, P., Kalabokidis, K., y Kyriakidis, P. (2013). Forest mapping by geoinformatics for landscape fire behaviour modelling in coastal forests, Greece. *International Journal of Remote Sensing*, 34(12), 4466–4490. <https://doi.org/10.1080/01431161.2013.779399>
- Pannkuk, C. D., y Robichaud, P. R. (2003). Effectiveness of needle cast at reducing erosion after forest fires. *Water Resources Research*, 39(12), 1–9. <https://doi.org/10.1029/2003WR002318>
- Parsons, R., Linn, R., Pimont, F., Hoffman, C., Sauer, J., Winterkamp, J., Sieg, C., y Jolly, W. (2017). Numerical Investigation of Aggregated Fuel Spatial Pattern Impacts on Fire Behavior. *Land*, 6(2), 43. <https://doi.org/10.3390/land6020043>
- Parsons, R. A., Mell, W. E., y McCauley, P. (2011). Linking 3D spatial models of fuels and fire: Effects of spatial heterogeneity on fire behavior. *Ecological Modelling*, 222(3), 679–691. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.10.023>
- Parsons, R. A., Pimont, F., Wells, L., Cohn, G., Jolly, W. M., de Coligny, F., Rigolot, E., Dupuy, J.L., Mell, W., y Linn, R. R. (2018). Modeling thinning effects on fire behavior with STANDFIRE. *Annals of Forest Science*, 75, 7.
- Pasalodos-Tato, M., Ruiz-Peinado, R., del Río, M., y Montero, G. (2015). Shrub biomass accumulation and growth rate models to quantify carbon stocks and fluxes for the Mediterranean region. *European Journal of Forest Research*, 134(3), 537–553. <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0870-6>
- Pausas, J. G. (2004). Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean Basin). *Climatic Change*, 63(3), 337–350. <https://doi.org/10.1023/B:CLIM.0000018508.94901.9c>
- Pereira, J. M. C. (1999). A Comparative Evaluation of NOAA/AVHRR Vegetation Indexes for Burned Surface Detection and Mapping. *Remote Sensing of Environment*, 24(1), 1063–1071. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00205.x>
- Peterson, B., Dubayah, R., Hyde, P., Hofton, M., Blair, J. B., y Fites-Kaufman, J. (2005). Use of LIDAR for Forest Inventory and Forest Management Application. *Seventh Annual Forest Inventory and Analysis Symposium*, 193–202.
- Peterson, D. L. (1985). Crown scorch volume and scorch height: estimates of postfire tree condition. *Canadian Journal of Forest Research*, 15, 596–598. <https://doi.org/10.1139/x85-097>
- Peterson, D. L., y Ryan, K. C. (1986). Modeling postfire conifer mortality for long-range planning. *Environmental Management*, 10(6), 797–808. <https://doi.org/10.1007/BF01867732>
- Peterson, S. H., Roberts, D. A., y Dennison, P. E. (2008). Mapping live fuel moisture with MODIS data: A multiple regression approach. *Remote Sensing of Environment*, 112(12), 4272–4284. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.07.012>
- Pflugmacher, D., Cohen, W. B., y Kennedy, R. E. (2012). Using Landsat-derived disturbance history (1972–2010) to predict current forest structure. *Remote Sensing of Environment*, 122, 146–165. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.09.025>
- Picos, J., Alonso, L., Bastos, G., y Armesto, J. (2019). Event-based integrated assessment of environmental variables and wildfire severity through Sentinel-2 Data. *Forests*, 10(11). <https://doi.org/10.3390/f10111021>
- Pierce, A. D., Farris, C. A., y Taylor, A. H. (2012). Use of random forests for modeling and mapping forest canopy fuels for fire behavior analysis in Lassen Volcanic National Park, California, USA. *Forest Ecology and Management*, 279, 77–89. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.05.010>

- Pierce, K. B., Ohmann, J. L., Wimberly, M. C., Gregory, M. J., y Fried, J. S. (2009). Mapping wildland fuels and forest structure for land management: A comparison of nearest neighbor imputation and other methods. *Canadian Journal of Forest Research*, 39(10), 1901–1916. <https://doi.org/10.1139/X09-102>
- Pimont, F., Dupuy, J.-L., Linn, R. R., y Dupont, S. (2009). Validation of FIRETEC wind-flows over a canopy and a fuel-break. *International Journal of Wildland Fire*, 18(7), 775. <https://doi.org/10.1071/WF07130>
- Pimont, F., Dupuy, J. L., Linn, R. R., y Dupont, S. (2011). Impacts of tree canopy structure on wind flows and fire propagation simulated with FIRETEC. *Annals of Forest Science*, 68(3), 523–530. <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0061-7>
- Pimont, F., Parsons, R., Rigolot, E., de Coligny, F., Dupuy, J. L., Dreyfus, P., y Linn, R. R. (2016). Modeling fuels and fire effects in 3D: Model description and applications. *Environmental Modelling and Software*, 80, 225–244. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.03.003>
- Pinto, A., y Fernandes, P. M. (2014). Microclimate and modeled fire behavior differ between adjacent forest types in northern Portugal. *Forests*, 5(10), 2490–2504. <https://doi.org/10.3390/f5102490>
- Plucinski, M. P., Sullivan, A. L., Rucinski, C. J., y Prakash, M. (2017). Improving the reliability and utility of operational bushfire behaviour predictions in Australian vegetation. *Environmental Modelling and Software*, 91, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.01.019>
- Pollet, J., y Omi, P. N. (2002). Effect of thinning and prescribed burning on crown fire severity in ponderosa pine forests. *International Journal of Wildland Fire*, 10(4), 405–413. <https://doi.org/10.1071/WF01038>
- Popescu, S. C., y Zhao, K. (2008). A voxel-based lidar method for estimating crown base height for deciduous and pine trees. *Remote Sensing of Environment*, 112(3), 767–781. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.06.011>
- Popescu, S. C., Zhao, K., Neuenschwander, A., y Lin, C. (2011). Satellite lidar vs. small footprint airborne lidar: Comparing the accuracy of aboveground biomass estimates and forest structure metrics at footprint level. *Remote Sensing of Environment*, 115(11), 2786–2797. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.01.026>
- Porté, A. J., Samalens, J. C., Dulhoste, R., Teissier Du Cros, R., Bosc, A., y Meredieu, C. (2009). Using cover measurements to estimate aboveground understorey biomass in Maritime pine stands. *Annals of Forest Science*, 66(3). <https://doi.org/10.1051/forest/2009005>
- Poulos, H. M., Camp, A. E., Gatewood, R. G., y Loomis, L. (2007). A hierarchical approach for scaling forest inventory and fuels data from local to landscape scales in the Davis Mountains, Texas, USA. *Forest Ecology and Management*, 244(1–3), 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.033>
- Prichard, S. J., Kennedy, M. C., Wright, C. S., Cronan, J. B., y Ottmar, R. D. (2017). Predicting forest floor and woody fuel consumption from prescribed burns in southern and western pine ecosystems of the United States. *Data in Brief*, 15, 742–746. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2017.10.029>
- Puletti, N., Chianucci, F., y Castaldi, C. (2018). Use of Sentinel-2 for forest classification in Mediterranean environments. *Annals of Silvicultural Research*, 42(1), 32–38. <https://doi.org/10.12899/ASR-1463>
- Puliti, S., Saarela, S., Gobakken, T., Ståhl, G., y Næsset, E. (2018). Combining UAV and Sentinel-2 auxiliary data for forest growing stock volume estimation through hierarchical model-based inference. *Remote Sensing of Environment*, 204, 485–497. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.10.007>
- Pyne, S. J., Andrews, P. L., y Laven, R. D. (1996). *Introduction to wildland fire. 2nd edition*. New York, NY: John Wiley & Sons.
- Qi, J., Chehbouni, A., Huete, A. R., Kerr, Y. H., y Sorooshian, S. (1994). A modified soil adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment*, 48(2), 119–126. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(94\)90134-1](https://doi.org/10.1016/0034-4257(94)90134-1)

- Quintano, C., Fernández-Manso, A., Stein, A., y Bijker, W. (2011). Estimation of area burned by forest fires in Mediterranean countries: A remote sensing data mining perspective. *Forest Ecology and Management*, 262(8), 1597–1607. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.07.010>
- R Core Team. (2017). R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria*.
- Rambo, T. R., y North, M. P. (2009). Canopy microclimate response to pattern and density of thinning in a Sierra Nevada forest. *Forest Ecology and Management*, 257, 435–442. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.029>
- Raupach, M. R., Bradley, E. F., y Ghadiri, H. (1987). *A wind tunnel investigation into the aerodynamic effect of forest clearings on the nesting of Abbott's booby on Christmas Island*. CSIRO Marine and Atmospheric Research, Centre for Environmental Mechanics, Technical Report T12. (Canberra, Australia). <https://doi.org/10.4225/08/587521fe26b7f>
- Raymond, C. L., y Peterson, D. L. (2005). Fuel treatments alter the effects of wildfire in a mixed-evergreen forest, Oregon, USA. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(12), 2981–2995. <https://doi.org/10.1139/x05-206>
- Reardon, J. (2019). Ground Fire. In S. L. Manzello (Ed.), *Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires*. (pp. 1–6). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8\\_27-1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8_27-1)
- Reese, H., Nilsson, M., Sandström, P., y Olsson, H. (2003). Applications using estimates of forest parameters derived from satellite and forest inventory data. *Computers and Electronics in Agriculture*, 37(1–3), 37–55. [https://doi.org/10.1016/S0168-1699\(02\)00118-7](https://doi.org/10.1016/S0168-1699(02)00118-7)
- Regos, A. (2018). Cartografía de áreas quemadas en Galicia no século XXI: presentación do produto e aplicación web mapping. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 25, 45–53. <http://www.usc.es/revistas/index.php/nacc/article/view/5150>
- Reich, R. M., Lundquist, J. E., y Bravo, V. A. (2004). Spatial models for estimating fuel loads in the Black Hills, South Dakota, USA. *International Journal of Wildland Fire*, 13(1), 119–129. <https://doi.org/10.1071/WF02049>
- Reinhardt, E., y Crookston, N. L. (2003). *The Fire and Fuels Extension to the Forest Vegetation Simulator*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-116. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 209 p. <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-116>
- Reinhardt, E. D., Keane, R. E., y Brown, J. K. (1997). *First Order Fire Effects Model: FOFEM 4.0, user's guide*. Gen. Tech. Rep. INT-GTR-344. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station. 65 p. <https://doi.org/10.2737/INT-GTR-344>
- Reinhardt, E., Scott, J., Gray, K., y Keane, R. (2006). Estimating canopy fuel characteristics in five conifer stands in the western United States using tree and stand measurements. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(11), 2803–2814. <https://doi.org/10.1139/X06-157>
- Resco de Dios, V., Fellows, A. W., Nolan, R. H., Boer, M. M., Bradstock, R. A., Domingo, F., y Goulden, M. L. (2015). A semi-mechanistic model for predicting the moisture content of fine litter. *Agricultural and Forest Meteorology*, 203, 64–73. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.01.002>
- Riaño, D., Chuvieco, E., Salas, J., Palacios-Orueta, A., y Bastarrika, A. (2002). Generation of fuel type maps from Landsat TM images and ancillary data in Mediterranean ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research*, 32(8), 1301–1315. <https://doi.org/10.1139/x02-052>
- Riaño, D., Chuvieco, E., Ustin, S. L., Salas, J., Rodríguez-Pérez, J. R., Ribeiro, L. M., Viegas, D. X., Moreno, J. M., y Fernández, H. (2007). Estimation of shrub height for fuel-type mapping combining airborne LiDAR and simultaneous color infrared ortho imaging. *International Journal of Wildland Fire*, 16(3), 341–348. <https://doi.org/10.1071/WF06003>

- Ritchie, M. W., Skinner, C. N., y Hamilton, T. A. (2007). Probability of tree survival after wildfire in an interior pine forest of northern California: Effects of thinning and prescribed fire. *Forest Ecology and Management*, 247(1–3), 200–208. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.044>
- Robichaud, P. R., Ashmun, L. E., y Sims, B. D. (2010). *Post-fire treatment effectiveness for hillslope stabilization*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-240. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 62 p. <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-240>
- Rodríguez y Silva, F., Guijarro, M., Madrigal, J., Jiménez, E., Molina, J. R., Hernando, C., Vélez, R., y Vega, J. A. (2017). Assessment of crown fire initiation and spread models in Mediterranean conifer forests by using data from field and laboratory experiments. *Forest Systems*, 26(2), 12.
- Rodríguez Soalleiro, R., Álvarez González, J., Cela González, M., Mansilla Vázquez, P., Vega Alonso, P., González Rosales, M., y Vega Alonso, G. (1997). *Manual técnico de selvicultura del Pino Pinaster*. Proyecto Agrobyte. Universidad de Santiago, Escuela Politécnica de Lugo. <http://www.agrobyte.com/publicaciones/pino/indice.html>
- Rollins, M. G., Keane, R. E., y Parsons, R. A. (2004). Mapping fuels and fire regimes using remote sensing, ecosystem simulation, and gradient modeling. *Ecological Applications*, 14(1), 75–95. <https://doi.org/10.1890/02-5145>
- Roteta, E., Bastarrika, A., Padilla, M., Storm, T., y Chuvieco, E. (2019). Development of a Sentinel-2 burned area algorithm: Generation of a small fire database for sub-Saharan Africa. *Remote Sensing of Environment*, 222, 1–17. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.12.011>
- Rothermel, R. C. (1972). *A Mathematical Model for Predicting Fire Spread in Wildland Fuels*. Res. Pap. INT-115. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Intermountain Forest and Range Experiment Station, 40 p.
- Rothermel, R. C. (1983). *How to predict the spread and intensity of forest and range fires*. Gen. Tech. Rep. INT-143. Ogden, UT: US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, 161 p.
- Rothermel, R. C. (1991). *Predicting behavior and size of crown fires in the northern Rocky Mountains*. Res. Pap. INT-438. Ogden, UT: US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 46 p.
- Rothermel, R. C. (1994). Some fire behavior modeling concepts for fire management systems. *Proceedings of the 12th International Conference on Fire and Forest Meteorology*, 26–28.
- Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., Deering, D. W., Freden, S. C., Mercanti, E. P., y Becker, M. A. (1973). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *Proceedings of the Third ERTS Symposium*, 309–317. Washington, DC, USA, 10–14 December 1973; NASA SP-351. NASA Goddard Space Flight Center: Greenbelt, MD, USA.
- Roussopoulos, P. J., y Johnson, V. J. (1975). *Help in making fuel management decisions*. Res. Pap. NC-112. St. Paul, MN: U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station. 16 p.
- Ruiz, L. A., Hermosilla, T., Mauro, F., y Godino, M. (2014). Analysis of the Influence of Plot Size and LiDAR Density on Forest Structure Attribute Estimates. *Forests*, 5, 936–951. <https://doi.org/10.3390/f5050936>
- Ruiz-González, A. D. (2007). Efecto de las claras sobre la humedad de los combustibles muertos en masas de pino. *Wildfire 2007 - 4th International Wildland Fire Conference*. Sevilla, España. 13 - 17 de mayo, 2007.
- Ruiz-González, A. D., y Álvarez-González, J. G. (2011). Canopy bulk density and canopy base height equations for assessing crown fire hazard in *Pinus radiata* plantations. *Canadian Journal of Forest Research*, 41(4), 839–850. <https://doi.org/10.1139/x10-237>



- Ruiz-González, A. D., Castedo-Dorado, F., Vega, J. A., Jiménez, E., Fernández-Alonso, J. M., y Álvarez-González, J. G. (2015). Modelling canopy fuel dynamics of maritime pine stands in north-west Spain. *International Journal of Wildland Fire*, 24(1), 92–102. <https://doi.org/10.1071/WF14020>
- Ruiz-González, A. D., Vega, J. A., y Álvarez-González, J. G. (2010). Foliar moisture content variation in *Quercus robur* L. and *Pinus radiata* D. Don. in Galicia (NW Spain). *VI International Conference on Forest Fire Research*. Coimbra, Portugal.
- Ruiz-Peinado, R., Moreno, G., Juárez, E., Montero, G., y Roig, S. (2013). The contribution of two common shrub species to aboveground and belowground carbon stock in Iberian dehesas. *Journal of Arid Environments*, 91, 22–30. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.11.002>
- Ryan, K., y Amman, G. (1996). Bark beetle activity and delayed tree mortality in the greater Yellowstone area following the 1988 fires. In R. E. Keane, K. C. Ryan, y S. W. Running (Eds.), *Ecological implications of fire in Greater Yellowstone Proceedings*. International Association Wildland Fire, Fairland, WA. pp. 151-158.
- Ryan, K. C., y Frandsen, W. H. (1991). Basal injury from smoldering fires in mature *Pinus ponderosa* Laws. *International Journal of Wildland Fire*, 1(2), 107–118. <https://doi.org/10.1071/WF9910107>
- Ryan, K. C., y Reinhardt, E. D. (1988). Predicting postfire mortality of seven western conifers. *Canadian Journal of Forest Research*, 18(10), 1291–1297. <https://doi.org/10.1139/x88-199>
- Safford, H. D., Schmidt, D. A., y Carlson, C. H. (2009). Effects of fuel treatments on fire severity in an area of wildland-urban interface, Angora Fire, Lake Tahoe Basin, California. *Forest Ecology and Management*, 258(5), 773–787. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.05.024>
- Safford, H. D., Stevens, J. T., Merriam, K., Meyer, M. D., y Latimer, A. M. (2012). Fuel treatment effectiveness in California yellow pine and mixed conifer forests. *Forest Ecology and Management*, 274, 17–28. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.02.013>
- Sah, J. P., Ross, M. S., Koptur, S., y Snyder, J. R. (2004). Estimating aboveground biomass of broadleaved woody plants in the understory of Florida Keys pine forests. *Forest Ecology and Management*, 203(1–3), 319–329. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.059>
- Sando, R. W., y Wick, C. H. (1972). *A Method of Evaluating Crown Fuels in Forest Stands*. Res. Pap. NC-84. St. Paul, Minnesota: US Department of Agriculture, Foreste Service. North Central Forest Experiment Station. 10 p.
- San-Miguel-Ayanz, J., Durrant, T., Boca, R., Libertà, G., Branco, A., De Rigo, D., Davide Ferrari, P. M., Artés Vivancos, T., Oom, D., Pfeiffer, H., Nuijten, D., y Leray, T. (2019). *Forest fires in Europe, Middle East and North Africa 2018*. Joint Research Centre Technical Report. EUR 29856 EN. 164 p. <https://doi.org/10.2760/1128>
- San-Miguel-Ayanz, J., Moreno, J. M., y Camia, A. (2013). Analysis of large fires in European Mediterranean landscapes: Lessons learned and perspectives. *Forest Ecology and Management*, 294, 11–22. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.050>
- Santín, C., Doerr, S. H. H., Otero, X. L. L., y Chafer, C. J. (2015). Quantity, composition and water contamination potential of ash produced under different wildfire severities. *Environmental Research*, 142, 297–308. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.06.041>
- Sanz, F., Latour, S., Neves, M., Bastet, E., Pischedda, D., Piñeiro, G., Gautier, T., Lesbats, J., Plantier, C., Marques, A., Lanvin, J. D., Santos, J. A., Touza, M., Pedras, F., Parrot, J., Reuling, D., y Faria, C. (2006). *Aplicaciones industriales de la madera de pino pinaster*. Fundación para o Fomento da Calidade Industrial e o Desenvolvemento Tecnolóxico de Galicia (CIS Madeira).
- Schiks, T. J., Wotton, B. M., Turetsky, M. R., y Benscoter, B. W. (2016). Variation in fuel structure of boreal fens. *Canadian Journal of Forest Research*, 46(5), 683–695. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2015-0445>



- Schreuder, H. T., y Swank, W. T. (1974). Coniferous stands characterized with the Weibull distribution. *Canadian Journal of Forest Research*, 4(4), 518–523. <https://doi.org/10.1139/x74-075>
- Scott, J. H. (2006). *Comparison of crown fire modeling systems used in three fire management applications*. Res. Pap. RMRS-RP-58. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 25 p.
- Scott, J. H., y Reinhardt, E. D. (2001). *Assessing crown fire potential by linking models of surface and crown fire behavior*. Res. Pap. RMRS-RP-29. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 59 p. [http://www.nifv.nl/upload/149861\\_668\\_1236083371581-USDA\\_rmrs\\_rp29.pdf](http://www.nifv.nl/upload/149861_668_1236083371581-USDA_rmrs_rp29.pdf)
- Scott, J. H., y Reinhardt, E. D. (2005). *Stereo photo guide for estimating canopy fuel characteristics in conifer stands*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-145. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 49 p. <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-145>
- Scott, K., Oswald, B., Farrish, K., y Unger, D. (2002). Fuel loading prediction models developed from aerial photographs of the Sangre de Cristo and Jemez mountains of New Mexico, USA. *International Journal of Wildland Fire*, 11(1), 85–90. <https://doi.org/10.1071/WF01044>
- Seijo, F. (2005). The Politics of Fire: Spanish Forest Policy and Ritual Resistance in Galicia, Spain. *Environmental Politics*, 14(3), 380–402. <https://doi.org/10.1080/09644010500087665>
- Sharples, J. J., McRae, R. H. D., Weber, R. O., y Gill, A. M. (2009). A simple index for assessing fuel moisture content. *Environmental Modelling and Software*, 24(5), 637–646. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.10.012>
- Shu, Q., Quan, X., Yebra, M., Liu, X., Wang, L., y Zhang, Y. (2019). Evaluating the Sentinel-2a satellite data for fuel moisture content retrieval. *IGARSS 2019 - 2019 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*. Yokohama, Japan. Pp. 9416-9419 <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2019.8900104>
- Sibanda, M., Mutanga, O., y Rouget, M. (2015). Examining the potential of Sentinel-2 MSI spectral resolution in quantifying above ground biomass across different fertilizer treatments. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 110, 55–65. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2015.10.005>
- Sikkink, P. G., y Keane, R. E. (2008). A comparison of five sampling techniques to estimate surface fuel loading in montane forests. *International Journal of Wildland Fire*, 17(3), 363–379. <https://doi.org/10.1071/WF07003>
- Silva, A. G. P., Görgens, E. B., Campoe, O. C., Alvares, C. A., Stape, J. L., y Rodriguez, L. C. E. (2015). Assessing biomass based on canopy height profiles using airborne laser scanning data in eucalypt plantations. *Scientia Agricola*, 72(6), 504–512. <https://doi.org/10.1590/0103-9016-2015-0070>
- Silva, J. S., Moreira, F., Vaz, P., Catry, F., y Godinho-Ferreira, P. (2009). Assessing the relative fire proneness of different forest types in Portugal. *Plant Biosystems*, 143(3), 597–608. <https://doi.org/10.1080/11263500903233250>
- Skowronski, N. S., Clark, K. L., Duveneck, M., y Hom, J. (2011). Three-dimensional canopy fuel loading predicted using upward and downward sensing LiDAR systems. *Remote Sensing of Environment*, 115(2), 703–714. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.10.012>
- Skowronski, N. S., Haag, S., Trimble, J., Clark, K. L., Gallagher, M. R., y Lathrop, R. G. (2016). Structure-level fuel load assessment in the wildland-urban interface: A fusion of airborne laser scanning and spectral remote-sensing methodologies. *International Journal of Wildland Fire*, 25(5), 547–557. <https://doi.org/10.1071/WF14078>
- Skowronski, N., Clark, K., Nelson, R., Hom, J., y Patterson, M. (2007). Remotely sensed measurements of forest structure and fuel loads in the Pinelands of New Jersey. *Remote Sensing of Environment*, 108(2), 123–129. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.09.032>

- Smith, A. M. S., Falkowski, M. J., Hudak, A. T., Evans, J. S., Robinson, A. P., y Steele, C. M. (2009a). A cross-comparison of field, spectral, and lidar estimates of forest canopy cover. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 35(5), 447–459. <https://doi.org/10.5589/m09-038>
- Smith, F. W., Keyser, T., y Shepperd, W. (2009b). *Estimating canopy fuels and their impact on potential fire behavior for ponderosa pine in the Black Hills, South Dakota*. Joint Fire Science Program Final Report (Project 06-3-3-1).
- Sobrinho, J. A., Llorens, R., Fernández, C., Fernández-Alonso, J. M., y Vega, J. A. (2019). Relationship between Forest Fires Severity Measured in Situ and through Remotely Sensed Spectral Indices. *Forests*, 10(457), 1–13. <https://doi.org/10.3390/f10050457>
- Soler Martin, M., Bonet, J. A., Martínez De Aragón, J., Voltas, J., Coll, L., y Resco De Dios, V. (2017). Crown bulk density and fuel moisture dynamics in *Pinus pinaster* stands are neither modified by thinning nor captured by the Forest Fire Weather Index. *Annals of Forest Science*, 74(3). <https://doi.org/10.1007/s13595-017-0650-1>
- Son, Y., Yoon, Y. L., Young, C. J., y Kim, Z. S. (2004). Light availability and understory vegetation four years after thinning in a *Larix leptolepis* plantation of central Korea. *Journal of Forest Research*, 9(2), 133–139. <https://doi.org/10.1007/s10310-003-0071-x>
- Stefanidou, A., Gitas, I. Z., y Katagis, T. (2020). A national fuel type mapping method improvement using Sentinel-2 satellite data. *Geocarto International*, 6049, 1–20. <https://doi.org/10.1080/10106049.2020.1756460>
- Stephens, S. L., y Finney, M. A. (2002). Prescribed fire mortality of Sierra Nevada mixed conifer tree species: Effects of crown damage and forest floor combustion. *Forest Ecology and Management*, 162(2–3), 261–271. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00521-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00521-7)
- Stephens, S. L., y Moghaddas, J. J. (2005). Experimental fuel treatment impacts on forest structure, potential fire behavior, and predicted tree mortality in a California mixed conifer forest. *Forest Ecology and Management*, 215(1–3), 21–36. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.070>
- Stiell, W. (1969). *Crown development in white spruce plantations* (Vol. 1249). Department of Fisheries and Forestry, Forestry Branch.
- Stocks, B. J. (1980). Black spruce crown fuel weights in northern Ontario. *Canadian Journal of Forest Research*, 10(4), 498–501. <https://doi.org/10.1139/x80-081>
- Stocks, B. J. (1987). Fire behaviour in immature jack pine. *Canadian Journal of Forest Research*, 17(1), 80–86. <https://doi.org/10.1139/x87-014>
- Stocks, B. J. (1989). Fire behavior in mature jack pine. *Canadiand Journal Forest Research*, 19, 783–790. <https://doi.org/10.1139/x89-119>
- Stocks, B. J., Alexander, M. E., Wotton, B. M., Stefner, C. N., Flannigan, M. D., Taylor, S. W., Lavoie, N., Mason, J. A., Hartley, G. R., Maffey, M. E., Dalrymple, G. N., Blake, T. W., Cruz, M. G., y Lanoville, R. A. (2004). Crown fire behaviour in a northern jack pine - Black spruce forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(8), 1548–1560. <https://doi.org/10.1139/X04-054>
- Streutker, D. R., y Glenn, N. F. (2006). LiDAR measurement of sagebrush steppe vegetation heights. *Remote Sensing of Environment*, 102(1–2), 135–145. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.02.011>
- Sullivan, A. L., y Gould, J. S. (2019). Wildland Fire Rate of Spread. In S. L. Manzello (Ed.), *Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires*. (pp. 1–4). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8\\_55-1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8_55-1)
- Szostak, M., Hawryło, P., y Piela, D. (2018). Using of Sentinel-2 images for automation of the forest succession detection. *European Journal of Remote Sensing*, 51(1), 142–149. <https://doi.org/10.1080/22797254.2017.1412272>

- Taylor, S. W., Wotton, B. M., Alexander, M. E., y Dalrymple, G. N. (2004). Variation in wind and crown fire behaviour in a northern jack pine - Black spruce forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(8), 1561–1576. <https://doi.org/10.1139/X04-116>
- Thomas, P. H. (1963). The size of flames from natural fires. *Symposium (International) on Combustion*, 9(1), 844–859. [https://doi.org/10.1016/S0082-0784\(63\)80091-0](https://doi.org/10.1016/S0082-0784(63)80091-0)
- Thomas, P. H., Simms, D. L., y Wraight, H. G. (1964). *Fire spread in wooden Cribs*. Fire Research Notes 537. 38 p.
- Thomlinson, J. R., Bolstad, P. V, y Cohen, W. B. (1999). Coordinating methodologies for scaling landcover classifications from site-specific to global: Steps toward validating global map products. *Remote Sensing of Environment*, 70(1), 16–28. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(99\)00055-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(99)00055-3)
- Thompson, J. R., y Spies, T. A. (2009). Vegetation and weather explain variation in crown damage within a large mixed-severity wildfire. *Forest Ecology and Management*, 258(7), 1684–1694. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.031>
- Turco, M., Rosa-Cánovas, J. J., Bedia, J., Jerez, S., Montávez, J. P., Llasat, M. C., y Provenzale, A. (2018). Exacerbated fires in Mediterranean Europe due to anthropogenic warming projected with non-stationary climate-fire models. *Nature Communications*, 9(1), 3821. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-06358-z>
- Turner, J. A., y Lawson, B. D. (1978). *Weather in the Canadian Forest Fire Danger Rating System. A user guide to national standards and practices*. BC-X-177. Victoria, BC. Environment Canada. Forestry Service. Pacific Forest Research Center. 40 p.
- Vafaei, S., Soosani, J., Adeli, K., Fadaei, H., Naghavi, H., Pham, T. D., y Bui, D. T. (2018). Improving accuracy estimation of Forest Aboveground Biomass based on incorporation of ALOS-2 PALSAR-2 and Sentinel-2A imagery and machine learning: A case study of the Hyrcanian forest area (Iran). *Remote Sensing*, 10(2). <https://doi.org/10.3390/rs10020172>
- Valbuena, M. A., Mateos, E., y Rodríguez, F. (2017). Use of LiDAR data during multi-annual periods for estimating forestry variables. *Forest Systems*, 26(3). <https://doi.org/10.5424/fs/2017263-11468>
- Valbuena, R., De-Blas, A., Martín-Fernández, S., Maltamo, M., Nabuurs, G. J., y Manzanera, J. A. (2013a). Within-species benefits of back-projecting airborne laser scanner and multispectral sensors in monospecific *Pinus sylvestris* forests. *European Journal of Remote Sensing*, 46(1), 491–509. <https://doi.org/10.5721/EuJRS20134629>
- Valbuena, R., Maltamo, M., y Packalen, P. (2016). Classification of multilayered forest development classes from low-density national airborne lidar datasets. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 89(4), 392–401. <https://doi.org/10.1093/FORESTRY/CPW010>
- Valbuena, R., Packalen, P., Mehtätalo, L., García-Abril, A., y Maltamo, M. (2013b). Characterizing forest structural types and shelterwood dynamics from Lorenz-based indicators predicted by airborne laser scanning. *Canadian Journal of Forest Research*, 43(11), 1063–1074. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0147>
- Van Wagner, C. E. (1963). *Prescribed burning experiments: red and white pine*. Publ. No. 1020. Ottawa, ON: Government of Canada, Department of Forestry, Petawawa Forest Experiment Station. 27 p.
- Van Wagner, C. E. (1968). *Fire behaviour mechanisms in a Red Pine plantation: field and laboratory evidence*. (Issue 1). Publication No. 1229. Forestry Branch Departmental. Ministry of Forestry and Rural Development. 30 p.
- Van Wagner, C. E. (1973). Height of Crown Scorch in Forest Fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 3(3), 373–378. <https://doi.org/10.1139/x73-055>
- Van Wagner, C. E. (1977). Conditions for the start and spread of crown fire. *Canadian Journal of Forest Research*, 7(1), 23–34. <https://doi.org/10.1139/x77-004>

- Van Wagner, C. E. (1993). Prediction of crown fire behavior in two stands of jack pine. *Can. J. For. Res.* 23, 442–449., 23, 442–449. <https://doi.org/10.1139/x93-062>
- Van Wagtendonk, J. W., Benedict, J. M., y Sydoriak, W. M. (1996). Physical properties of woody fuel particles of Sierra Nevada conifers. *International Journal of Wildland Fire*, 6(3), 117–123. <https://doi.org/10.1071/WF9960117>
- Van Wagtendonk, J. W., y Root, R. R. (2003). The use of multi-temporal landsat normalized difference vegetation index (NDVI) data for mapping fuel models in Yosemite National Park, USA. *International Journal of Remote Sensing*, 24(8), 1639–1651. <https://doi.org/10.1080/01431160210144679>
- Varner, J. M., Hiers, J. K., Ottmar, R. D., Gordon, D. R., Putz, F. E., y Wade, D. D. (2007). Overstory tree mortality resulting from reintroducing fire to long-unburned longleaf pine forests: The importance of duff moisture. *Canadian Journal of Forest Research*, 37(8), 1349–1358. <https://doi.org/10.1139/X06-315>
- Varner, J. M., Putz, F. E., O'Brien, J. J., Kevin Hiers, J., Mitchell, R. J., y Gordon, D. R. (2009). Post-fire tree stress and growth following smoldering duff fires. *Forest Ecology and Management*, 258(11), 2467–2474. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.08.028>
- Vázquez de la Cueva, A. (2012). Relative Contributions of Forest Vegetation, Land Cover, Topography and Climate in Explaining Fire Regime Patterns (1974–2005) in Peninsular Spain. *ISRN Forestry*, 2012, 1–11. <https://doi.org/10.5402/2012/479491>
- Vázquez de la Cueva, A. (2016). *Incendios forestales en la España peninsular (1974-2010). Análisis temporal y espacial desde una perspectiva ecológica*. Monografía INIA, Serie Forestal nº 29.
- Vázquez De La Cueva, A. (2017). Patrones temporales y espaciales en las edades y en las áreas de arbolado afectadas por incendios forestales en España peninsular (1974 – 2010). *VII Congreso Forestal Español: "Gestión Del Monte: Servicios Ambientales y Bioeconomía"*. Plasencia, Cáceres (España), 26-30/06/2017.
- Vega, J. A., Fernández, C., Jiménez, E., y Ruiz-González, A. D. (2009a). Evidencias de cambio climático en Galicia a través das tendencias dos índices de perigo de incendios forestais. In V. Pérez-Muñuzurri (Ed.), *Evidencias e impactos do cambio climático en Galicia* (pp. 173–194). Proyecto CLIGAL. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. Xunta de Galicia. Santiago.
- Vega, J. A., Fernández, C., Jiménez, E., y Ruiz-González, A. D. (2009b). Impacto dun escenario de cambio climático sobre o perigo de incendios en Galicia. In V. Pérez-Muñuzurri (Ed.), *Evidencias e impactos do cambio climático en Galicia* (pp. 583–608). Proyecto CLIGAL. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. Xunta de Galicia. Santiago.
- Vega, J. A., Fernández, C., Pérez-Gorostiaga, P., y Fonturbel, T. (2008). The influence of fire severity, serotiny, and post-fire management on *Pinus pinaster* Ait. recruitment in three burnt areas in Galicia (NW Spain). *Forest Ecology and Management*, 256(9), 1596–1603. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.07.005>
- Vega, J. A., Fontúrbel, T., Fernández, C., Arellano, A., Díaz-Raviña, M., Carballas, M. T., Martín, A., González-Prieto, S., Merino, A., y Benito, E. (2013). *Acciones urgentes contra la erosión en áreas forestales quemadas. Guía para su planificación en Galicia*. Santiago de Compostela. p 139.
- Vega, J. A., Jimenez, E., Vega, D., Ortiz, L., y Pérez, J. R. (2011). *Pinus pinaster* Ait. tree mortality following wildfire in Spain. *Forest Ecology and Management*, 261(12), 2232–2242. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.10.019>
- Vega-Nieva, D. J., Nava-Miranda, M. G., Calleros-Flores, E., López-Serrano, P. M., Briseño-Reyes, J., López-Sánchez, C., Corral-Rivas, J. J., Montiel-Antuna, E., Cruz-Lopez, M. I., Ressler, R., Cuahtle, M., Alvarado-Celestino, E., González-Cabán, A., Cortes-Montaña, C., Pérez-Salicrup, D., Jardel-Pelaez, E., Jiménez, E., Arellano-Pérez, S., Álvarez-González, J. G., y Ruiz-González, A. D. (2019). Temporal patterns of active fire density and its relationship with a satellite fuel greenness index by vegetation type



- and region in Mexico during 2003–2014. *Fire Ecology*, 15(1), 28. <https://doi.org/10.1186/s42408-019-0042-z>
- Veraverbeke, S., Lhermitte, S., Verstraeten, W. W., y Goossens, R. (2010). The temporal dimension of differenced Normalized Burn Ratio (dNBR) fire/burn severity studies: The case of the large 2007 Peloponnese wildfires in Greece. *Remote Sensing of Environment*, 114(11), 2548–2563. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.05.029>
- Verschuyt, J., Clark, L., y Loehle, C. (2018). Predicting Shrub Biomass and Current Annual Growth from Field Measurements in the Oregon Coast Range. *Northwest Science*, 92(1), 9. <https://doi.org/10.3955/046.092.0103>
- Viana-Soto, A., Aguado, I., y Martínez, S. (2017). Assessment of Post-Fire Vegetation Recovery Using Fire Severity and Geographical Data in the Mediterranean Region (Spain). *Environments*, 4(4), 90. <https://doi.org/10.3390/environments4040090>
- Viegas, D. X., Reis, R. M., Cruz, M. G., y Viegas, M. T. (2004). Calibração do Sistema Canadano de Perigo de Incêndio para Aplicação em Portugal. *Silva Lusitana*, 12(1), 77–93.
- Viney, N. R. (1991). A review of fine fuel moisture modelling. *International Journal of Wildland Fire*, 1(4), 215–234. <https://doi.org/10.1071/WF9910215>
- Waldrop, T., Phillips, R. A., y Simon, D. A. (2010). Fuels and predicted fire behavior in the southern Appalachian Mountains after fire and fire surrogate treatments. *Forest Science*, 56(1), 32–45. <https://doi.org/10.1093/forestscience/56.1.32>
- Warner, T. A., Skowronski, N. S., y Gallagher, M. R. (2017). High spatial resolution burn severity mapping of the New Jersey Pine Barrens with WorldView-3 near-infrared and shortwave infrared imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 38(2), 598–616. <https://doi.org/10.1080/01431161.2016.1268739>
- Waser, L. T., Küchler, M., Jütte, K., y Stampfer, T. (2014). Evaluating the potential of worldview-2 data to classify tree species and different levels of ash mortality. *Remote Sensing*, 6(5), 4515–4545. <https://doi.org/10.3390/rs6054515>
- Wasser, L., Day, R., Chasmer, L., y Taylor, A. (2013). Influence of Vegetation Structure on Lidar-derived Canopy Height and Fractional Cover in Forested Riparian Buffers During Leaf-Off and Leaf-On Conditions. *PLoS ONE*, 8(1). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0054776>
- Watt, M. S., Adams, T., Marshall, H., Pont, D., Lee, J., Crawley, D., y Watt, P. (2013). Modelling variation in *Pinus radiata* stem volume and outerwood stress-wave velocity from LiDAR metrics. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 43, 1–7. <https://doi.org/10.1186/1179-5395-43-1>
- Weise, D. R., y Biging, G. S. (1996). Effects of wind velocity and slope on flame properties. *Canadian Journal of Forest Research*, 26(10), 1849–1858. <https://doi.org/10.1139/x26-210>
- Weise, D. R., Koo, E., Zhou, X., Mahalingam, S., Morandini, F., y Balbi, J.-H. (2016). Fire spread in chaparral – a comparison of laboratory data and model predictions in burning live fuels. *International Journal of Wildland Fire*, 25(9), 980–994. <https://doi.org/10.1071/WF15177>
- White, J. C., Wulder, M. A., Varhola, A., Vastaranta, M., Coops, N. C., Cook, B. D., Pitt, D., y Woods, M. (2013). A best practices guide for generating forest inventory attributes from airborne laser scanning data using an area-based approach. *Forestry Chronicle*, 89(6), 722–723. <https://doi.org/10.5558/tfc2013-132>
- Whittier, T. R., y Gray, A. N. (2016). Tree mortality-based fire severity classification for forest inventories: A Pacific Northwest national forests example. *Forest Ecology and Management*, 359, 199–209. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.015>



- Williams, D. (1978). *Fuel Properties Before and After Thinning in Young Pinus radiata Plantations*. Fire Research Branch Report No. 3, Forests Commission, Victoria. 17 p.
- Xanthopoulos, G., y Athanasiou, M. (2019). Crown Fire. In S. L. Manzello (Ed.), *Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires*. (pp. 1–15). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8\\_13-1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8_13-1)
- Yebra, M., Dennison, P. E., Chuvieco, E., Riaño, D., Zylstra, P., Hunt, E. R., Danson, F. M., Qi, Y., y Jurdao, S. (2013). A global review of remote sensing of live fuel moisture content for fire danger assessment: Moving towards operational products. *Remote Sensing of Environment*, 136, 455–468. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.05.029>
- Zaffalon, M. (2005). Credible classification for environmental problems. *Environmental Modelling and Software*, 20(8), 1003–1012. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2004.10.006>
- Zald, H. S. J., Wulder, M. A., White, J. C., Hilker, T., Hermosilla, T., Hobart, G. W., y Coops, N. C. (2016). Integrating Landsat pixel composites and change metrics with lidar plots to predictively map forest structure and aboveground biomass in Saskatchewan, Canada. *Remote Sensing of Environment*, 176, 188–201. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.01.015>
- Zhao, F., Guo, Q., y Kelly, M. (2012). Allometric equation choice impacts lidar-based forest biomass estimates: A case study from the Sierra National Forest, CA. *Agricultural and Forest Meteorology*, 165, 64–72. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.05.019>
- Zhao, F., Yang, X., Strahler, A. H., Schaaf, C. L., Yao, T., Wang, Z., Román, M. O., Woodcock, C. E., Ni-Meister, W., Jupp, D. L. B., Lovell, J. L., Culvenor, D. S., Newnham, G. J., Tang, H., y Dubayah, R. O. (2013). A comparison of foliage profiles in the Sierra National Forest obtained with a full-waveform under-canopy EVI lidar system with the foliage profiles obtained with an airborne full-waveform LVIS lidar system. *Remote Sensing of Environment*, 136, 330–341. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.05.020>
- Zhao, K., Popescu, S., Meng, X., Pang, Y., y Agca, M. (2011). Characterizing forest canopy structure with lidar composite metrics and machine learning. *Remote Sensing of Environment*, 115(8), 1978–1996. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.04.001>
- Zhao, K., Suarez, J. C., Garcia, M., Hu, T., Wang, C., y Londo, A. (2018). Utility of multitemporal lidar for forest and carbon monitoring: Tree growth, biomass dynamics, and carbon flux. *Remote Sensing of Environment*, 204, 883–897. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.09.007>
- Zheng, D., Rademacher, J., Chen, J., Crow, T., Bresee, M., Le Moine, J., y Ryu, S. R. (2004). Estimating aboveground biomass using Landsat 7 ETM+ data across a managed landscape in northern Wisconsin, USA. *Remote Sensing of Environment*, 93(3), 402–411. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.08.008>
- Zhou, L., Cai, L., He, Z., Wang, R., Wu, P., y Ma, X. (2016). Thinning increases understory diversity and biomass, and improves soil properties without decreasing growth of Chinese fir in southern China. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(23), 24135–24150. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7624-y>
- Zhu, J., Matsuzaki, T., y Gonda, Y. (2001). Wind profiles in a coastal forest of Japanese black pine (*Pinus thunbergii* Parl.) with different thinning intensities. *Journal of Forest Research*, 6(4), 287–296. <https://doi.org/10.1007/BF02762470>
- Ziegler, J. P., Hoffman, C., Battaglia, M., y Mell, W. (2017). Spatially explicit measurements of forest structure and fire behavior following restoration treatments in dry forests. *Forest Ecology and Management*, 386, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.12.002>

# Anexo A.

---

Modelling the vertical  
distribution of canopy fuel load  
using National Forest Inventory  
and low-density airborne laser  
scanning data (Artículo 1)

---

Eduardo González-Ferreiro  
Stéfano Arellano-Pérez  
Fernando Castedo-Dorado  
Andrea Hevia  
José Antonio Vega  
Daniel Vega-Nieva  
Juan Gabriel Álvarez-González  
Ana Daría Ruiz-González

*PLoS ONE*

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176114>



# Anexo B.

---

Estimación de la distribución vertical de combustibles finos de dosel de copas en masas de *Pinus sylvestris* empleando datos LiDAR de baja densidad (Artículo 2)

---

Luis Fidalgo-González  
Stéfano Arellano-Pérez  
Juan Gabriel Álvarez-González  
Fernando Castedo-Dorado  
Ana Daría Ruiz-González  
Eduardo González-Ferreiro

*Revista de La Asociación Española de Teledetección*

<https://doi.org/10.4995/raet.2019.11241>





# Anexo C.

---

Potential of Sentinel-2A data to  
model surface and canopy fuel  
characteristics in relation to  
crown fire hazard (Artículo 3)

---

Stéfano Arellano-Pérez  
Fernando Castedo-Dorado  
Carlos López-Sánchez  
Eduardo González-Ferreiro  
Zhiquiang Yang  
Ramón Díaz-Varela  
Juan Gabriel Álvarez-González  
José Antonio Vega  
Ana Daría Ruiz-González

*Remote Sensing*

<https://doi.org/10.3390/rs10101645>



# Anexo D.

---

Mid-term effects of a thin-only treatment on fuel complex, potential fire behaviour and severity and post-fire soil erosion protection in fast-growing pine plantations (Artículo 4)

---

Stéfano Arellano-Pérez  
Fernando Castedo-Dorado  
Juan Gabriel Álvarez-González  
Cecilia Alonso-Rego  
José Antonio Vega  
Ana Daría Ruiz-González

*Forest Ecology and Management*

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117895>

